



CA1
ND
- 2000
T22



THE TECHNICAL FEASIBILITY OF LANDFILLING PCB-AMENDED PAINTED MATERIALS

1999 WORKSHOP PROCEEDINGS

JULY 1999

Canada

Canadian Cataloguing in Publication Data

The technical feasibility of landfilling PCB-amended painted materials: 1999 workshop proceedings

Text in English and French on inverted pages.

Title on added t.p.: *Faisabilité technique de la mise en décharge contrôlée de matériaux enduits de peintures contenant des BPC, compte rendu de l'atelier de 1999.*

Includes bibliographical references.

"A multi-stakeholder workshop was held in Edmonton on July 6 and 7, 1999"...– Summary.

ISBN 0-662-64671-1

Cat. no. En40-569/1999

1. Polychlorinated biphenyls – Waste disposal – Congresses.
2. Waste paint – Congresses.
3. Hazardous wastes – Canada – Management – Congresses.
- I. Waste disposal in the ground – Canada, Northern – Congresses.
- I. Canada. Dept. of National Defence.
- II. Canada. Environment Canada.
- III. Canada. Indian and Northern Affairs Canada.
- IV. Environmental Management Solutions (EMS) Inc.
- V. MacLeod Institute for Environmental Analysis.

TD897.8C3T42 1999

363.72'87

C00-980024-7E

This report was prepared by Environmental Management Solutions (EMS) Inc. based on the presentations and discussions which took place in July 1999 sponsored by the Department of National Defence, the Department of Indian Affairs and Northern Development, Health Canada and Environment Canada. Publication of this report does not necessarily imply that the contents reflect the views of the Government of Canada.

**Additional information can be obtained at Environment Canada's Web site at:
www.ec.gc.ca or from the Inquiry Centre at 1-800-668-6767.**



The Technical Feasibility of Landfilling PCB-Amended Painted Materials

1999 Workshop Proceedings

Prepared for:

The Department of National Defence (DND),
The Department of Indian Affairs and Northern Development (DIAND),
Environment Canada, and
Health Canada

Prepared by:

Environmental Management Solutions (EMS) Inc. and the Macleod Institute

July 1999



SUMMARY

Background

A multi-stakeholder workshop was held in Edmonton on July 6 and 7, 1999 to address the feasibility of landfilling PCB-amended paint in demolition debris. The workshop's objective was to address knowledge and information gaps and issues arising identified at the previous workshop (June 1998).

The Departments of National Defence (DND), Indian Affairs and Northern Development (DIAND), Environment Canada (EC) and Health Canada invited representatives from the scientific, academic and technical communities, native organizations, the waste management sector and territorial, provincial and federal government departments across Canada.

Teams of scientific and technical experts had been commissioned to address four areas which the 1998 workshop had identified as needing more research: leachate testing methodology, bioavailability, landfill design and an analysis of disposal options. The scientific and technical teams had conducted the additional research and presented their findings to the 1999 workshop.


Consensus

It is technically feasible to landfill demolition debris coated with PCB-amended paint in an environmentally sound safe manner. PCBs in paints, affixed to a solid substrate, leach at a very slow rate and, as such, would not present a threat to the environment if properly contained.

Participants emphasized that landfilling could be a viable option only if the demolition debris must not be co-disposed with organic solvent contaminated materials. They acknowledged that the Toxic Characteristics Leachate Procedure (TCLP) reflects conservative rather than actual conditions. With respect to landfill design, participants explicitly recognized that site-specific ecological risk assessment results should always be used in conjunction with other site specific significant factors when making decisions about landfill disposal options. Participants agreed that a "one size fits all" approach is not appropriate and risks/local factors must guide each specific landfill design. They also commented that policy makers will need to take public perceptions into account when addressing implications from any potential regulatory changes. A list of eleven principles on landfill disposal options was developed to help guide policy makers.

Next Steps

Based on scientific information presented at the 1998 and 1999 workshops, Environment Canada will work with its provincial and territorial partners to explore a national policy alternative change for PCBs fixed in a solid matrix such as paint, to allow disposal in properly designed landfills.



Digitized by the Internet Archive
in 2023 with funding from
University of Toronto

<https://archive.org/details/31761116370248>

TABLE OF CONTENTS

SUMMARY.....	iii
1999 WORKSHOP PROCEEDINGS.....	1
1. Background.....	1
2. 1999 Workshop.....	2
3. Technical Presentations.....	3
3.1 Use of Regulatory Extraction Tests to Assess Mobility of PCBs in PCB-Amended Paints: Presented by Rob Caldwell.....	3
3.2 Preliminary Ecological Risk Assessment: the Potential for Using Landfills for the Disposal of PCB-Amended Painted Materials Across the Arctic: Presented by Doug Lee.....	5
3.3 Landfill Design: Presented by Art Washuta and Bill Horne.....	6
3.4 Federal Regulations and CCME Guidelines Applicable to PCB Waste Materials: Presented by Dave Campbell.....	7
3.5 Options Analysis: Presented by Mike Fowler.....	7
4. Principles.....	8
5. Conclusion—The Way Ahead.....	8
APPENDIX A — Workshop Participants.....	11
APPENDIX B — Presenters' Biographies.....	13
APPENDIX C — Use of Regulatory Extraction Tests to Assess Mobility of PCBs in PCB-Amended Paints (Synopsis and Presentation).....	15
APPENDIX D — Preliminary Ecological Risk Assessment: the Potential for Using Landfills for the Disposal of PCB-Amended Painted Materials Across the Arctic (Synopsis and Presentation).....	23
APPENDIX E — Landfill Design (Synopsis and Presentation).....	29
APPENDIX F — Federal Regulations and CCME Guidelines Applicable to PCB Waste Materials (Presentation).....	37
APPENDIX G — PCB in Paint Options Analysis (Synopsis and Presentation)	41

1999 WORKSHOP PROCEEDINGS

1. Background

In the past, paint and resin manufacturers purposefully added PCBs to paint in order to enhance the paint's elasticity, to increase its heat and flame resistance to chemical attack, and to act as a biocide (for example, ship anti-fouling). The PCBs were added to paints at concentrations generally ranging from 5 to 10%, but up to 30% for some applications. The PCBs enhanced durability by producing a tough, chemical-resistant, yet flexible surface, which helped ensure that PCBs were trapped in the painted surface over long periods of time.

It is difficult to quantify how much PCB-amended paint was used in Canada over the years, given the multitude of sources (both manufacturing and imports) for such materials. Statistics from other countries indicate that anywhere from 5% to more than 21% of the amount of PCBs produced in those countries was used in the manufacture of paints. Although precise quantities are unknown, studies by the Departments of Environment, National Defence (DND) and Indian Affairs and Northern Development (DIAND) confirmed that PCB-amended paints were used across Canada in a wide range of specialty industrial applications. Few references are available as to the use of PCB-amended paints in household applications.

For the most part, countries have not dealt directly with environmental issues arising from the disposal of construction and demolition waste coated with PCB-amended paints. However, many countries have introduced regulatory controls for the storage, treatment, transportation and export of PCBs.

In 1996 the Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME), a committee of federal and provincial ministers of the environment who meet regularly to develop Canada-wide policies and guidelines, banned the landfilling of PCB wastes above 50 ppm.

In 1996, DND and DIAND learned that PCB-amended paints were used at Distant Early Warning (DEW) Line sites. The DEW Line system had provided surveillance of the northern approach to North America for 35 years and originally consisted of 42 sites across the Canadian Arctic. Because of improved technology, it was replaced in 1993 by an upgraded radar network called the North Warning System (NWS). Although some of the DEW Line sites have been used by the NWS, the new system does not require as large an infrastructure. As a result, many DEW Line structures are currently planned for demolition and disposal over the next ten years.

Faced with the need to dispose of large quantities of demolition waste coated with PCB-amended paints, DND and DIAND approached Environment Canada seeking an alternative disposal method to incineration.

DND, DIAND, Environment Canada and Health Canada have been pursuing alternative disposal methods for almost three years. The departments convened a Steering Committee and Working Group, and conducted science-based information studies which were presented and discussed at two workshops — one in 1998, and a follow-up workshop held in Edmonton, Alberta on July 6 and 7, 1999.

1998 Workshop

A workshop was held in June 1998 to discuss the technical feasibility of landfilling demolition debris coated with PCB-amended paints. The workshop concluded that landfilling is a viable option for disposing of PCB-amended paints in a solid matrix and also identified some knowledge and information gaps that needed to be addressed. One issue of particular importance to the participants was the need to have a monitoring program for any landfill containing PCB-amended painted materials.

Five questions were asked:

Are PCBs in paints in a landfill bioavailable?

Does wood in an Arctic landfill biodegrade and is it susceptible to white rot fungus?

At what rate do paints degrade?

Does the 50 ppm PCB regulation include the mass of the material to which the PCB-amended paints are adhered?

Is the standard leachate test (Ontario regulation 347, EPA Toxic Characteristics Leachate Procedure (TCLP) reliable for PCB-amended painted materials?

Further studies were commissioned to address these questions, landfill design and monitoring and options analysis, the results of which were presented and discussed at the 1999 Workshop.

2. 1999 Workshop

The Steering Committee and Working Group convened a second Technical Feasibility of Landfilling PCB-Amended Painted Materials Workshop in Edmonton, Alberta on July 6 and 7, 1999.

The workshop's objective was to address knowledge and information gaps and other issues arising from the 1998 Workshop.

Thirty-nine people attended the 1999 Workshop (Appendix A). Participants included two members of the Steering Committee (Anthony Downs, DND and Vic Shantora, Environment Canada), and six members of the Working Group (Ginger Stones, DND, Darrin McMullin, DND, Dave Campbell, EC, Francine Laperrière, EC, Kathy Kitagawa, DIAND and Eugene Baranowski, Health Canada).

Tony Downs, Director General Environment, DND, welcomed participants and reviewed the results and recommendations arising from the 1998 Workshop. He reiterated that DND and DIAND are committed to disposing of demolition debris coated with PCB-amended paints in a manner that is environmentally sound and socially responsible. He framed the issues to be discussed over the course of the 1999 Workshop, and encouraged participants to put forth their best technical judgement in order to assist the policy makers at CCME with any decision they might make regarding amendments to the current PCB landfill ban.

Elaine McCoy, President of the Macleod Institute for Environmental Analysis and Moderator for the 1999 Workshop, then presented a brief outline of the background leading up to the workshop. She emphasized that the issue of landfilling demolition debris coated with PCB-amended paints is a national issue and that participants should keep in mind that any change to the CCME policy would affect every province and territory in Canada.

Ms. McCoy outlined the process to be followed over the next one and a half days and introduced the facilitation team (Trish Edmond, Cathy McLean and Joanna Ankersmit of Environmental Management Solutions, and Beverly Reynolds and Stephen Hill of the Macleod Institute).

The workshop was structured around five technical presentations:

Use of Regulatory Extraction Tests to Assess Mobility of PCBs in PCB-Amended Paints:

Presented by Rob Caldwell, Environmental Scientist, Conor Pacific Environmental Technologies Inc.

Preliminary Ecological Risk Assessment: the Potential for Using Landfills for the Disposal of PCB-Amended Painted Materials Across the Arctic:

Presented by Doug Lee, President, Sorel Environmental Sciences Ltd.

Landfill Design: Presented by Art Washuta, Manager — Heavy Civil and Special Projects, UMA Engineering Ltd. and Bill Horne, Senior Geotechnical Engineer, EBA Engineering Consultants Ltd.

Federal Regulations and CCME Guidelines Applicable to PCB Waste Materials: Presented by Dave Campbell, Senior Environmental Engineer, Environment Canada.

Options Analysis: Presented by Mike Fowler, Coordinator, RMC Institute for the Environment, Royal Military College of Canada.

Participants dispersed into facilitated breakout groups following each of the first three technical presentations to review the presenters' findings, exchange ideas and discuss the issues. Participants then reconvened in plenary sessions to discuss their views and consolidate consensus. A Preliminary Summary of Day 1 of the 1999 Workshop was prepared and distributed to participants that night. On the second day, a plenary session followed the technical presentations. Participants jointly developed a list of principles to guide policy-makers in their consideration of an amendment or revision to the PCB landfill ban.

The 1999 Workshop concluded with an outline of the *Way Ahead*, presented by Vic Shantora, Director General Toxics Pollution Prevention Directorate, Environment Canada.

Brief biographies of each of the presenters are attached in Appendix B.

3. Technical Presentations

The following are summaries of the technical presentations delivered at the 1999 Workshop. Copies of the five final studies will be provided by Environmental Management Solutions when they are completed.

3.1 Use of Regulatory Extraction Tests to Assess Mobility of PCBs in PCB-Amended Paints

Presented by Rob Caldwell

Refer to Appendix C for synopsis and full presentation.

The scientific team headed by Rob Caldwell was tasked with resolving whether standard leachate tests are adequate to assess the mobility of PCBs in PCB-amended paints. The Environmental Sciences Group of the Royal Military College of Canada (ESG) had taken samples of PCB-amended paint removed from surfaces located at several DEW Line installations. From these samples, a composite sample was prepared ensuring that samples from each of the major installation areas were included.

Mr. Caldwell's laboratory program examined the extraction efficiency of the USEPA Toxic Characteristic Leaching Procedure (TCLP) and the Canadian General Standards Board (CGSB) Leachate Extraction Procedure (LEP) for PCBs. A similar test, which used distilled water leachant, was conducted to allow the waste to dictate the extraction conditions and investigate the effect of pH control on extraction efficiency. In addition, a Serial Batch Extraction Procedure (SBEP) was employed to determine whether the concentrations determined in the regulatory extractions were due to the leachate reaching the limit of PCB solubility in water, or whether the paint matrix limits PCB mobility.

Synopsis of Findings

The regulatory extraction test data were summarized as follows:

- PCBs were found to leach at some concentration from each of the materials investigated regardless of the extraction technique that was used.
- None of the concentrations were as high as the 10 µg/L criteria specified by the USEPA for disposal of PCB containing residues at a non-hazardous waste landfill based on their leachability (Federal Register 40 CFR Parts 750 and 761).
- None of the concentrations were as high as the 300 µg/L criteria specified by the provinces of Ontario (Ontario uses the Regulation 347 Leachate Extraction Procedure (LEP) which is essentially identical to the federal TDGR test known as the Canadian General Standards Board (CGSB) LEP, the Special Waste Extraction Procedure (SWEP) used in BC is also essentially identical) and Manitoba (Manitoba uses the CGSB LEP) for disposal of PCB containing residues at a non-hazardous waste landfill based on their leachability (subject to the waste not being hazardous by definition, i.e., PCB concentration less than 50 mg/kg).
- The maximum total PCB concentration found in any of the batch extractions was roughly 20% of PCB solubility in water (room temperature). The Regulation 347 LEP (or CGSB/SWEP), the USEPA Toxicity Characteristic Leaching Procedure (TCLP) and a distilled water test ran at the same liquid-to-solid ratio as the regulatory test (20:1) were run.
- Distilled water proved to be a more aggressive extraction fluid than the leachants in either of the regulatory extraction tests. This effect was most noticeable for the higher chlorine content PCBs.

Workshop Discussion

In answer to a question about the distribution of PCB-contaminated paints at the actual DEW Line sites, participants were informed that PCB concentrations in most of the contaminated paint chips sampled ranged from non-detect to 35,000 ppm (an average of 3,900 ppm) with the highest concentration at 74,000 ppm. The Working Group undertook to ensure that the leachate test will be carried out on DEW line samples with the highest concentration of PCBs.

One participant inquired as to the extent of hydrocarbon contaminated soil present in conjunction with PCB-amended painted demolition debris. The Working Group indicated that soil contaminated with hydrocarbons will be managed as a separate waste stream wherever it is identified.

A comment was made that, in the case of PCB-amended paint affixed to wood materials, degradation could occur over a period of time, thereby increasing organic content in a landfill which could, perhaps, result in an increase in the PCB leachate solubility. Other participants, however, pointed out that demolition debris typically consists of a mix of concrete, metal, and other construction materials in addition to wood. The actual mix of materials at any given demolition site will strongly influence the significance of any wood degradation effect.

One participant noted that naturally occurring conditions at any proposed landfill site will raise site specific landfill design questions. For example, some terpenes are naturally occurring solvents in some locations. Therefore, any landfill designed for that particular location will need to take this factor into account.

Many participants stated that assurance needs to be given that organic solvents will not be co-disposed with demolition debris coated with PCB-amended paint.

One participant highlighted a Japanese study that found dioxins, furans, and other chlorinated compounds in the leachate. However, others familiar with the study noted that the landfill from this study contained liquid PCB wastes which was likely the source of the compounds.

Workshop Consensus

Regarding the leachability of PCB-amended painted materials, it was agreed that:

- The Toxic Characteristics Leachate Procedure (TCLP) test reflected conservative rather than actual conditions, bearing in mind that the procedure was conducted using paint scraped from demolition debris rather than paint affixed to demolition debris.
- Assuming that PCB-amended painted materials are not co-disposed with organic solvent contaminated materials, then PCBs do not exceed solubility limits using distilled water.
- If the leachate test, using the basic solution, showed leachability to be below the acceptable limit, and there was no co-disposal with organic solvents, participants would accept the conclusion that the material in question would not leach at significant rates from a properly engineered landfill site.

Participants recommended that further research under alkaline conditions be conducted to clarify the effect of solvent pH and that a test be performed on a paint chip with the highest concentration of PCBs, 74,000 ppm. *Editor's note: The Working Group has asked Mr. Caldwell to conduct this research. Test results will be made available to participants along with copies of Mr. Caldwell's study, when it is completed.*

3.2 Preliminary Ecological Risk Assessment: the Potential for Using Landfills for the Disposal of PCB-Amended Painted Materials Across the Arctic

Presented by Doug Lee

Refer to Appendix D for synopsis and full presentation.

At the 1998 Workshop, participants identified the arctic ground squirrel as a key potential receptor for PCB-amended painted material in a landfill. They also raised questions as to whether landfilled PCB-amended paints are bioavailable, whether wood in an arctic landfill biodegrades, whether it is susceptible to white rot fungus, and at what rate paints degrade.

Doug Lee and his colleagues were therefore asked to conduct a detailed examination of issues related to arctic ground squirrels associated with landfills. They were also tasked with providing a preliminary Ecological Risk Assessment (ERA) for landfilling PCB-amended painted materials located at a western arctic DEW Line site.

Synopsis of Findings

Mr. Lee's research into ground squirrel behaviour indicated that:

- Arctic ground squirrels will get into landfills and can burrow to depths of 0.5 to 1.0 metres.
- Arctic ground squirrels hibernate for 7 to 9 months of each year.
- Squirrels have been observed to gnaw on wood. However, this practice is not excessive unless the animal becomes confined.
- Incidental ingestion of soil and rocks occurs during burrowing.

A preliminary ERA was then performed, based on the following assumptions:

- The landfill will be stable, i.e., properly sited and designed.
- A normal distribution of assessed concentrations of the PCB-amended painted materials and loose paint chips in the landfill would be directly available for consumption and will be bioavailable by burrowing animals.
- Exposure resulting from the ingestion of water, ingestion of plants, inhalation of contaminated air, and dermal contact need not be included in the risk assessment.

Mr. Lee concluded that, based on his preliminary risk assessment, the potential landfilling of PCB-amended painted materials poses no appreciable risk to either arctic ground squirrels or arctic fox.

Workshop Discussion

Participants suggested that estimated body burden and direct ingestion of leachate within landfills be incorporated into Mr. Lee's ERA model. This information would provide the model with more realistic output. *Editor's note: The Working Group has requested Mr. Lee incorporate these inputs in his model. Results will be made available to participants along with copies of his study, when it is completed.*

It was noted that assumptions used in a site-specific ecological risk assessment will be dependent upon the landfill design options under consideration (for example, proximity to water, the effectiveness of bio-barriers in comparison to other options designed to keep ground squirrels out of the landfill, and waste characteristics such as paint chips rather than paints firmly affixed to materials).

Some participants suggested that the model and assumptions presented in any ecological risk assessment conducted to support construction of an actual landfill should be verified by a peer review. Factors such as biotransferability and

the susceptibility of young or fetuses to bio-accumulation could then be addressed. Other assumptions (for example, an assumption that no significant loss of PCBs will occur with respect to the proposed landfill) could also be peer reviewed.

Workshop Consensus

Regarding the preliminary ecological risk assessment, it was agreed that:

- Mr. Lee's preliminary ecological risk assessment is specific to continuous permafrost conditions in the north, as requested by the 1998 Workshop.
- Participants explicitly recognized that model results will always be used in conjunction with other significant factors when making site specific decisions about the suitability and design of landfills. Significant factors could include:
 - site conditions prior to clean up;
 - proposed landfill site; and
 - DIAND studies that suggest the ecological risk of existing or standing buildings with PCB-amended paint to be very small.
- The receptor chosen for any site-specific ecological risk assessment would reflect conditions prevailing at the proposed landfill site.

3.3 Landfill Design

Presented by Art Washuta and Bill Horne

Refer to Appendix E for synopsis and full presentation.

Generally, landfill designs fall into four categories — Construction and Demolition Waste Landfills, Municipal Landfills, Hazardous Waste Landfills and Monofills. Characteristics of each type of landfill were outlined, together with typical monitoring programs. Issues associated with landfilling in permafrost environments were explored.

Synopsis of Findings

Mr. Washuta and Mr. Horne presented technical information based on their experience in building landfills, but were not asked to provide specific recommendations.

Workshop Discussion

Participants explicitly recognized that the 1999 Workshop addressed the technical feasibility of landfilling PCB-amended painted materials. However, many participants commented that policy makers will also need to take public perceptions into account. They will also need to address the implications from any potential regulatory changes.

Workshop Consensus

Regarding landfill design, it was agreed that:

- A “one size fits all” approach is not appropriate and risks/local factors must guide each specific landfill design.
- A range of containment options is available for the disposal of demolition debris coated with PCB-amended paints (examples include natural barriers, freezeback, clay, single or double liner, cap, etc).
- Some level of containment is necessary for the landfills that will receive the PCB-amended painted materials. Of 29 participants who expressed their opinion on containment, 25 felt some containment device(s) are required; the other 4 felt that containment is not necessary.
- The choice of containment devices selected for a particular landfill must be driven by conditions prevailing at that site.
- The selection of containment devices would also be influenced through a resolution of scientific and technical data gaps identified in the 1999 Workshop’s earlier discussion of leachate tests and bio-availability.

3.4 Federal Regulations and CCME Guidelines Applicable to PCB Waste Materials

Presented by Dave Campbell

Refer to Appendix F for full presentation.

Mr. Campbell reviewed CCME guidelines and federal regulations applicable to PCB waste materials and described how and why the various guidelines and regulations were adopted. He demonstrated that, historically, regulations and guidelines evolve as new and better scientific information becomes available, and also in response to significant incidents. In addition, the Toxics Substance Management Policy was discussed. This policy was adopted by all federal departments and the CCME members (PMTS).

3.5 Options Analysis

Presented by Mike Fowler

Refer to Appendix G for synopsis and full presentation.

Mr. Fowler provided an outline of the various technical options available for the disposal or management of demolition debris coated with materials containing PCBs. He reviewed exposure paths including air inhalation, dust ingestion and surface contact and discussed twelve options in terms of their relative risk and technical feasibility, including:

- do nothing
- physical stripping
- chemical stripping
- open burning
- solidification/stabilization
- thermal extraction
- solvent extraction
- vitrification
- chemical treatment
- biological treatment
- incineration
- landfilling

Mr. Fowler concluded, based on his review of scientific and technical literature, that two options to dispose of demolition debris coated with PCB-amended paints present a low risk and are technically feasible: incineration and landfills.

4. Principles

The Moderator summarized the 1999 Workshop's consensus. As outlined in the Options Analysis presentation, two disposal options for demolition debris coated with PCB-amended paints — incineration and landfills — carry a low risk.

Participants concluded that, when PCBs are contained as part of a solid matrix such as paint, an alternative to incineration is technically feasible. In the appropriate circumstances, landfills provide another option.

From a technical point of view, participants at both the 1998 and 1999 Workshops established a sound scientific basis for the Steering Committee and the Working Group to move forward. Participants were then asked to enunciate the principles they would recommend, to guide decision makers as they consider amendments to current policies and regulations. A free-flowing discussion followed.

Participants enunciated eleven principles to guide decision makers in discussing landfill disposal options. These include:

- The regulatory objective should be: Minimal release to the environment and negligible risk to human health, taking socio-economic considerations into account.
- Minimum standards, practices and regulations must be applied uniformly across Canada.
- Environmental liability must be minimized. Individuals introducing sensitive substances into the environment must take responsibility for managing ecological consequences over time.

- A technical and scientific basis must be applied across the board for all risk assessments.
- The best available technology that is economically achievable should be utilized.
- Minimum standards should address appropriate siting, monitoring and containment methods.
- Local communities may, if they wish, choose more stringent regulations.
- Regulatory and disposal decisions must receive an appropriate level of public acceptance, particularly amongst communities that are directly affected.
- Lifecycle risk assessment should consider the consequences of doing nothing with environmentally sensitive substances, such as PCBs in paints.
- Decision makers, affected communities and individuals responsible for introducing or managing environmentally sensitive substances must be publicly accountable.
- Pathway exposure analysis, including off-site exposure, should be part of the decision making process applied to proposed disposal options.

5. Conclusion — The Way Ahead

Vic Shantora, Director General Toxics Pollution Prevention Directorate, Environment Canada, provided closing remarks on the outcome of the 1999 Workshop and outlined his view of the way ahead for the Steering Committee and the Working Group.

The 1998 and 1999 Workshops demonstrated, through sound scientific research initiatives, that demolition debris coated with PCB-amended paints should be viewed, from a policy and regulatory perspective, as a different material from PCBs contained in other matrices. PCBs in paints, affixed to a solid substrate, have considerably different characteristics than do

PCBs in other media. As such, they present an insignificant threat to the environment if properly contained in an engineered landfill. Mr. Shantora stressed that, as science moves and evolves, so too must policy.

Based on the advice of workshop participants, Environment Canada will make a concerted effort to place a review of the PCB landfilling ban on CCME's fall agenda. PCBs in paints is a national issue that must be addressed at a national level.

At the same time, Mr. Shantora encouraged DND and DIAND to continue working with interested stakeholders in Canada's north to

disseminate, as well as collect, information and viewpoints. He recognized that DND and DIAND have an immediate situation of concern in the north which requires action, and reiterated that DND and DIAND are working towards a solution that is both environmentally responsible and economically viable.

In conclusion, Mr. Shantora thanked participants for their hard work and for taking the time to contribute to a further clarification of the technical feasibility of landfilling PCB-amended painted materials.

APPENDIX A

WORKSHOP PARTICIPANTS

Eugene Baranowski, Health Canada	Kathy Kitagawa, DIAND
Kevin Biggar, University of Alberta	Don Labossiere, MB (HWTG – CCME)
Jim Boissoneault, NMSO	Francine Laperrière, Environment Canada
Rob Caldwell, Conor Pacific	Doug Lee, Sorel Environmental Sciences
Dave Campbell, Environment Canada	Alan MacDonald for the Inuvialuit Regional Corp.
Ed Collins, Environment Canada, Yellowknife	Darrin McMullin, DND
David Cooper, SAIC	Scott Mitchell, DIAND
Rob Dalrymple, BC (HWTG – CCME)	Zoltan Nevelos, Bovar
Chris Doupe, PWGSC	John Polland, Queens University
Anthony Downs, DND	Ken Reimer, RMC – Environmental Sciences Grp
Robert Eno, NWT (HWTG – CCME)	Tanya Schultz, UMA Engineering
Tony Fernandes, AB (HWTG – CCME)	Vic Shantora, Environment Canada
Mike Fowler, RMC – Environmental Sciences Grp	Philippe Simon for Nunavut Tungavik Inc.
Simone Godin, NB (HWTG – CCME)	Bill Strachen, CCIW, Environment Canada
Pat Grant, Sorel Environmental Sciences	Sheila Street for Nunavut Tungavik Inc.
Brett Hartshorne, DIAND	Ginger Stones, DND
Roger Hodges, SK (HWTG – CCME)	Art Washuta, UMA Engineering
Bill Horne, EBA Engineering Consultants	Henry Westermann, PWGSC
Wayne Ingham, RMC – Environmental Sciences Grp	Joe Wittwer, Environment Canada (HWTG – CCME)
Warren Kelly, Bovar	

APPENDIX B

PRESENTERS' BIOGRAPHIES

(In Order of Presentation)

Anthony (Tony) Downs, M.Sc.

Director General Environment
Department of National Defence, Canada

Mr. Downs commenced his career with the Royal Canadian Air Force as an Aero-Engine Technician and subsequently earned a degree in Civil Engineering and graduated in 1968 with a Master of Environmental Engineering. He left the Canadian Forces in 1982 to take the newly-created position of Director, Conservation and Environment. Mr. Downs has since worked on the expanding environmental program in DND and the Canadian Forces.

Elaine McCoy, Q.C.

President
Macleod Institute for Environmental Analysis

A lawyer and former Alberta cabinet minister, Ms. McCoy has 30 years of experience in regulation and policy development in the private and public sectors. As co-chair of the Alberta Economic Development Authority's Climate Change Task Force, co-chair of the Climate Change Round Table and most recently, as co-chair, Alberta Climate Change Central Steering Committee, Ms. McCoy took a leadership role in preparing recommendations for the Government of Alberta, which Cabinet adopted as the basis for Alberta's Climate Change Strategy.

Robert (Rob) Caldwell, B.Sc. (Chem.)

Environmental Scientist
Conor Pacific Environmental Technologies Inc.

Mr. Caldwell consults, conducts studies, and provides training and market analysis in the area of hazardous waste management. He continues to be instrumental in preparing a protocol for conditional exemption of listed hazardous wastes for the Canadian Council of Minister of the

Environment (CCME) and the "Proposed Evaluation Protocol for Cement-based Solidified Wastes".

Doug Lee, M. Sc. (P. Biol.)

President
Sorel Environmental Sciences Ltd.

Mr. Lee is an environmental toxicologist experienced in designing and completing ecological and human risk assessment and the development/implementation of risk management strategies. He has completed risk assessments and implemented risk-based remediation programs throughout the Canadian Arctic, western Canada, southern United States, South America and southeast Asia.

Art Washuta, B.Sc. (Civil Engineering)

Manager, Heavy Civil and Special Projects
UMA Engineering Ltd.

Mr. Washuta has over 25 years of experience in planning, designing and project management for major heavy civil and environmental projects, with a focus on federal government projects in Canada's north. For the past seven years, Art has been UMA's project manager for the DEW Line Clean Up Project.

Bill Horne, B.Sc. (Civil Engineering), M.Sc. (Geotechnical Engineering)

Senior Geotechnical Engineer
EBA Engineering Consultants Ltd.

Mr. Horne works predominately on geotechnical, environmental and mining projects in permafrost regions of Canada, Alaska and Russia. Bill has been the geotechnical engineer for new landfills and landfill remediation for the DEW Line Clean Up Project for sites throughout the Yukon and Northwest Territories.

Dave Campbell, P.Eng.
Senior Environmental Engineer
Environment Canada

Mr. Campbell has been working on PCB issues since 1985. For example, he has been involved in most CCME waste management guidelines and several federal PCB regulations over the years. Dave Campbell was also part of the team that recently developed the Toxic Substances Management Policy (TSMP) Implementation Strategy.

Mike Fowler, M.Sc. (Engineering), CEA, P. Eng.
Coordinator, RMC Institute for the Environment
Royal Military College of Canada

Mr. Fowler coordinates the activities of a Research Institute specializing in environmental management of government activities and addressing contaminated sites. Mike Fowler's experience includes work as Associate Environmental Management Engineer, Golder Associates and as Acting Head of Environmental Assessment, National Defence Headquarters in Ottawa.

Vic Shantora, M.Sc. (Chem. Engineering)
Director General
Toxics Pollution Prevention Directorate
Environment Canada

Mr. Shantora has been with Environment Canada since 1975 and held policy and technical positions in various sectors including Manager, Pollution Control Directorate; Director of Industrial Programs; Regional Director General, Ontario Region and Director General Technology Development Directorate. Vic Shantora received a Master's degree in Chemical Engineering from the University of Waterloo.

APPENDIX C

USE OF REGULATORY EXTRACTION TESTS TO ASSESS MOBILITY OF PCBs IN PCB-AMENDED PAINTS

Presented by Rob Caldwell

(Synopsis and Presentation)

Introduction

During the first workshop on the Technical Feasibility of Landfilling PCB-Amended Painted Materials, held in Edmonton in June 1998, several concerns were raised regarding the assessment of the risk of PCB mobility using regulatory extraction tests. The joint Environment Canada, Department of National Defense, and Department of Indian and Northern Development Steering Committee formed a technical committee on leachability of PCB-amended paints in order to investigate the validity of these concerns and fill the data gaps identified.

The primary objectives of the study developed by the Technical Committee on Leachability, was to investigate the efficacy of regulatory extraction procedures, currently used by Canadian Regulatory jurisdictions, to evaluate the leachability of PCBs from PCB-amended paint. The test program developed was required to:

1. Determine the adequacy of the use of standard leach tests to assess the mobility of PCBs out of paint, and
2. Identify other tests that could be used to assess the mobility of PCBs out of paint.

Background

Leaching tests are used to measure the dissolution of targeted compounds in a specific leachant for a variety of purposes: identification of leachable constituents, classification of hazardous wastes, evaluation of process

modification, comparison of waste treatment methods, quality control in waste treatment, design of leachate treatment system, field concentration estimates, parameter quantification for modeling and risk assessment, etc... Regardless of test procedures, the following parameters have significant effects on the leaching test results: sample preparation, leachant composition, method of contact, liquid-to-solid ratio, contact time, temperature, and leachate separation. The "Compendium of Waste Leaching Tests", published by Environment Canada, has discussed how these parameters affect the leaching results in detail [Wastewater Technology Centre, 1990].

The regulatory leaching test methods currently used in North America include USEPA Toxic Characteristic Leaching Procedure (TCLP) and various forms of the Canadian General Standards Board (CGSB) 164-GP-1MP Leachate Extraction Procedure (LEP). The state of California has been using the Waste Extraction Test (WET) Procedure which employs citric acid rather than the acetic acid used in the other regulatory methods, but is currently working on the change from the WET to the more universally accepted TCLP. The extraction tests currently employed within Canada are listed in Table 1.

The criteria used in conjunction with these test methods are generally 100× the applicable drinking water quality guideline for the contaminant in question. Not all provinces evaluate PCB risk to the environment based on leachability, however, those that do use a criteria of 0.3 mg/L (300 µg/L). This concentration is well above the limit of aqueous solubility for many of the Aroclors.

TABLE 1 Extraction tests currently employed by Canadian regulatory jurisdictions

Regulatory Jurisdiction	Test Method	Regulation / Reference	Utilized to Evaluate PCBs
Canada	CGSB	<i>Transportation of Dangerous Goods Regulation (TDGR) under the Transportation of Dangerous Goods Act (TDGA)</i>	NO
British Columbia	SWEP	<i>Special Waste Regulation under the Waste Management Act</i>	NO
Alberta	TCLP	<i>Waste Control Regulation under the Alberta Environmental Protection and Enhancement Act (AEPEA)</i>	NO
Manitoba	CGSB	<i>Classification Criteria for Products, Substances and Organisms Regulation under the Dangerous Goods Handling and Transportation Act</i>	YES
Saskatchewan	CGSB	<i>Hazardous Substances and Waste Dangerous Goods Regulation under the Environmental Management and Protection Act</i>	NO
Ontario	LEP	<i>Ontario Regulation 347 (General Waste Management Regulation, 1990) under the Ontario Environmental Protection Act</i>	YES
Québec	TCLP	<i>Hazardous Waste Regulation under the Environment Quality Act</i>	NO
Other Jurisdictions ¹	CGSB	<i>Transportation of Dangerous Goods Regulation (TDGR) under the Transportation of Dangerous Goods Act (TDGA)</i>	NO

¹ Nova Scotia, New Brunswick, Prince Edward Island, Newfoundland, Yukon and Northwest Territories

In the US, the EPA Federal Register 40 CFR Parts 750 and 761 regulates the disposal of various forms of wastes containing PCBs. In Part 761.62(b), it states that PCB bulk product wastes may be disposed of in a facility permitted, licensed, or registered by a state as a municipal or non-municipal non-hazardous waste landfill based on their leachability. In the Notice of

Proposed Rulemaking (NPRM) issued by USEPA on December 6, 1994 it specified the TCLP to determine the leachability of PCBs in the wastes. In the final rule (Federal Register 40 CFR Parts 750 and 761), EPA has not retained the TCLP as the definitive test due to commenters concerns and have regulated a leaching test procedure using leachate from a simulated generation

procedure instead. Also, the EPA dictated the criteria for PCBs at 50 µg/L in the aqueous leachate in the NPRM, but has reduced the level of PCBs in the aqueous leachate from 50 to 10 µg/L in the final rule. This change was based on comments that the solubility of two major Aroclor components, 1254 and 1260, is generally less than 50 µg/L. Thus, false negatives would result concerning the presence of leachable PCBs if EPA retained 50 µg/L as the regulatory level.

PCB Leachability Test Program

Samples of PCB-amended paint removed from surfaces located at DEW line installations were obtained from the Environmental Sciences Group of The Royal Military College of Canada (RMC). The paint samples, 219 in total¹ were labeled and packaged in sealed plastic bags and suitable overpackaging for transport to the Wastewater Technology Centre. Seventy-nine of the samples received were selected for blending to prepare a composite sample for testing and analysis. The samples used to prepare the composite sample were selected randomly and included samples from each of the major sampling areas. To ensure that the composite was representative of the samples provided by RMC, the quantities and concentrations of sample used were manipulated to generate a final bulk concentration similar to that which would be generated if the entire inventory of samples was blended, approximately 3500 mg/kg Aroclor 1254. The entire composite sample was passed through a mill to ensure the particle size complied with the <9.5 mm criteria and that the sample was relatively homogeneous.

The laboratory-based test program was conducted at the Wastewater Technology Centre, with subsequent congener specific analysis conducted at the National Water Research Institute. The program examined the extraction efficiency of the regulatory extraction tests (TCLP² and the CGSB LEP³) for PCBs. A similar test, which used a distilled water leachant, was conducted to allow the waste to dictate the extraction conditions and investigate the effect of pH control on extraction efficiency. Each extraction was conducted in triplicate on the DEW line composite and two control samples. The first control (Control A) was prepared by applying Aroclor 1254 in a methanol carrier to a cured alkyd-based paint film that had been applied to plate glass. The second control (Control B) was prepared by spiking the identical alkyd-based paint with Aroclor 1254 prior to application to plate glass. The contaminated paint films were removed by scraping to generate chips. A target concentration of 3600 µg/g was selected in each case because this was the mean concentration of the universe of samples made available by RMC. The actual concentrations determined based on duplicate analysis are given in Table 2. The coefficient of variation⁴ for each set of analyses are also given, expressed as a percentage.

¹ The samples were reported to range in weight between 1 to 500g, and bulk PCB concentration from 0.1 to 25,000 mg/kg.

² The TCLP is proposed for use by the TDGR and is currently used in the provinces of Alberta and Quebec to determine leachate toxicity (as well as by the USEPA).

³ The CGSB “LEP” is the test currently used by the TDGR, and is equivalent to the test methods used by the provinces which have not adopted the TCLP.

⁴ The coefficient of variation is the standard deviation of the data set divided by the mean. It indicates the relative precision of the analyses.

TABLE 2 Bulk concentration

Sample	Sum of PCB Congener Concentration ($\mu\text{g/g}$) \pm CoV
DEW line composite	2009 \pm 10%
Control A (surface application)	3648 \pm 2%
Control B (matrix addition)	5609 \pm 6%

The lower than expected concentration found in the DEW line composite is likely due to variability within the individual samples provided by RMC. The Control A sample was found to be very close to the target concentration, while Control B was found to be much higher in concentration than expected.

In addition, a Serial Batch Extraction Procedure (SBEP) was conducted at the University of British Columbia with subsequent congener specific PCB analysis. The test was conducted using ASTM method D 4793 with the exception that: 1) the test was conducted until the extract concentration was below detection, and 2) the duration of each cycle was 3 days. At the end of each extraction cycle the solid fraction was separated from the liquid fraction (leachate) and contacted with fresh leachant, while the leachate was subjected to PCB analysis. This procedure was employed to determine whether the concentrations determined in the regulatory extractions are due to the leachate reaching the limit of PCB solubility in water, or whether the paint matrix limits the PCB mobility.

Results of Regulatory Extraction Tests

The results of the regulatory extraction tests and the distilled water extractions are given in Table 3. The values reported are the mean concentration of three replicates \pm the coefficient of variation (expressed as a percentage).

The regulatory extraction test data can be summarized with the following points:

- PCBs were found to leach at some concentration from each of the materials investigated regardless of the extraction technique that was used.
- None of the concentrations were as high as the 10 $\mu\text{g/L}$ criteria specified by the USEPA for disposal of PCB containing residues at a non-hazardous waste landfill based on their leachability (Federal Register 40 CFR Parts 750 and 761).
- None of the concentrations were as high as the 300 $\mu\text{g/L}$ criteria specified by the provinces of Ontario and Manitoba for disposal of PCB containing residues at a non-hazardous waste landfill based on their leachability (subject to the waste not being hazardous by definition, i.e., PCB concentration less than 50 $\mu\text{g/g}$).
- The maximum total PCB concentration found in any of the batch extractions was roughly 20% of PCB solubility in water (room temperature).

TABLE 3 Concentration of PCBs found in regulatory extraction tests

Sample	Sum of PCB Congener Concentration ($\mu\text{g/L}$) \pm CoV		
	LEP	TCLP	DW
DEW line composite	1.297 \pm 39%	1.881 \pm 7%	7.677 \pm 31%
Control A (surface application)	2.587 \pm 12%	3.043 \pm 7%	3.91 \pm 28%
Control B (matrix addition)	2.434 \pm 9%	2.163 \pm 12%	4.084 \pm 7%

TABLE 4 Concentration of PCBs found after completion of SBEP cycles

Sample	Sum of PCB Congener Concentration (µg/L) ± CoV					
	Cycle 1	Cycle 2	Cycle 3	Cycle 4	Cycle 5	Cycle 6
DEW line composite	4.26 ± 87%	0.43 ± 173%	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Control A (surface application)	1.85 ± 47%	2.24 ± 60%	0.60 ± 101%	0.52 ± 29%	0.43 ± 50%	N.D.
Control B (matrix addition)	8.41 ± 23%	60.35 ± 59%	5.37 ± 76%	1.14 ± 68%	0.82 ± 88%	N.D.

- Distilled water proved to be a more aggressive extraction fluid than either of the regulatory extraction tests. This effect was most noticeable for the higher chlorine content PCBs.

Results of SBEP Extraction Tests

The results of the sequential batch extraction procedure cycles are given in Table 4. The values reported are the mean concentration of three replicates ± the coefficient of variation (expressed as a percentage).

The SBEP data can be summarized with the following points:

- PCBs were found to leach at some concentration from each of the materials over the first two extraction cycles.
- The DEW line samples showed release of PCBs as initial wash-off, with rapid decrease in PCB concentration to below the detectable concentration. Thus, it appears that PCB leachability is a function of access to fresh surfaces made available through sample collection and particle size reduction.
- The concentration of PCBs within the DEW line Cycle 1 extract compares well with the distilled water extract prepared by WTC. The results are well within the range of variability indicated by the CoV.
- With the exception of the Cycle 2 extract for Control B, none of the concentrations were as high as the 10 µg/L criteria specified by the USEPA for disposal of PCB containing

residues at a non-hazardous waste landfill based on their leachability (Federal Register 40 CFR Parts 750 and 761).

- None of the concentrations were as high as the 300 µg/L criteria specified by the provinces of Ontario and Manitoba for disposal of PCB containing residues at a non-hazardous waste landfill based on their leachability (subject to the waste not being hazardous by definition, i.e., PCB concentration less than 50 µg/g).
- The control specimens showed an initial rise in concentration from the end of the first and second extraction cycle followed by rapid decrease in PCB concentration to below the detectable concentration by the end of the sixth extraction cycle.
- Contrary to expectation, the concentrations found in Control A, the control which had PCBs added to the surface of the cured paint film, were lower than those of Control B, the control that had the PCB blended with the paint prior to application and curing. This effect could be due to incomplete curing of the paint film due to the addition of PCBs to the matrix.
- The concentration reported for Control B after completion of the second leaching cycle was substantially higher than the solubility limit of PCBs in distilled water (42–47 µg/L). This may be because of the presence of extractable contaminants held within the imperfectly cured paint film, which acted to enhance the miscibility of PCBs with water.

Robert J. Caldwell

Environmental Scientist,
Government Services,
Site Assessment and Remediation

Sheridan Park, 2240 Speakman Drive, Mississauga, Ontario,
Canada L5K 1A9

Telephone: (905) 822-0331

Facsimile: (905) 822-3637

Conor Pacific Corporation, Mississauga, Ontario

Use of Regulatory Extraction Tests to Assess Mobility of PCBs in PCB- Amended Paints

The Technical Feasibility of Landfilling
PCB-Amended Painted Materials (II)
Edmonton, Alberta July 6 & 7, 1999

Technical Committee On Leachability

Dr. William R. Cullen, UBC
Dr. William Strachan, NWRI
Joachim Wittwer, EC

Data Gap:

Reliability of standard leachate test
(i.e., Reg. 347, TCLP) for PCBs must be
verified.

Objectives:

- Determine the adequacy of the use of standard leach tests to assess the mobility of PCBs out of paints
- Identify other tests that could be used to assess the mobility of PCBs out of paint

Workplan:

- Review of regulatory extraction tests and their use to assess the mobility of PCBs
- Conduct a laboratory-based evaluation using tests as required to evaluate the leachability of PCBs out of paint

REVIEW OF LEACHING TESTS:

- Used for a variety of purposes
- Numerous types of leaching tests exist
 - column tests (e.g., lysimeter)
 - batch extractions (e.g., TCLP, SWEP)
 - static tests (ANSI ANS 16.1, DLT)
- Batch extractions generally used for regulatory purposes worldwide

Factors Effecting Results:

- Sample preparation
- Leachant
- Method of Contact
- Liquid-to-solid ratio
- Contact time
- Temperature
- Liquid/solid separation

North American Leaching Tests:

Canada

- SWEP (B.C.)
- TCLP (Alberta, Quebec)
- Reg. 347 LEP (Ontario)
- CGSB (Federal, all other jurisdictions)

United States

- TCLP and WET (California)

Leaching Test Criteria:

Canada

- Generally 100x DWQ
 - rationale based on dilution/attenuation factor (DAF) of 100
 - DWQ based on NOAEL, body mass, UF

United States

- Generally 100x DWQ
 - specific DAF developed for some contaminants

Regulatory Criteria for PCBs:

Canada

- Ontario & Manitoba 0.3 mg/L (300 ug/L)
 - Ontario uses criteria for materials < 50 ppm

United States

- 10 ug/L for municipal or non-municipal non-hazardous waste landfill. (40 CFR Part 761.62(b))

LABORATORY TEST PROGRAM:

Extraction Tests

- Regulatory
 - TCLP
 - CGSB (SWEP, Reg. 347)
- Distilled Water (effect of pH)
- Sequential Batch Extraction (kinetics, solubility limitation)

PCB Paint Samples:

- DEW line composite
 - 79 of 219 samples blended, milled and homogenized (2009 ug/g \pm 10%)
- Control samples (Alkyd & Aroclor 1254)
 - Control A (surface application to cured alkyd paint film, 3648 ug/g \pm 2%)
 - Control B (addition to alkyd paint prior to application, 5609 ug/g \pm 6%)

Batch Extraction Results:

Sample	LEP	TCLP	DW
DEW line composite	1.30 ± 39%	1.88 ± 7%	7.68 ± 31%
Control A (surface application)	2.59 ± 12%	3.04 ± 7%	3.91 ± 28%
Control B (matrix addition)	2.43 ± 9%	2.16 ± 12%	4.08 ± 7%

Batch Extraction Summary:

- PCBs leach from each material investigated,
- All concentrations <10 µg/L USEPA criteria (40 CFR Part 761),
- All concentrations <300 µg/L Ontario/Manitoba criteria (waste not hazardous by definition),
- Maximum PCB concentration found in batch extractions was 20% of solubility, and
- Distilled water most aggressive extraction fluid.

Sequential Batch Extraction:

Sample	Cycle 1	Cycle 2	Cycle 3	Cycle 4	Cycle 5	Cycle 6
DEW line	4.26	0.43	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Control A	1.85	2.24	0.60	0.52	0.43	N.D.
Control B	8.41	60.35	5.37	1.14	0.82	N.D.

SBEP Summary:

- PCBs found in first two extraction cycles.
- Initial wash-off of DEW line samples,
- Cycle 1 extract similar to DW extract,
- Controls showed initial increase in PCB conc. followed by rapid decrease, and
- Control B after 2nd leaching cycle higher than the solubility limit of PCBs in distilled water (42 - 47 µg/L).

APPENDIX D

PRELIMINARY ECOLOGICAL RISK ASSESSMENT: THE POTENTIAL FOR USING LANDFILLS FOR THE DISPOSAL OF PCB-AMENDED PAINTED MATERIALS ACROSS THE ARCTIC

Presented by Doug Lee

(Synopsis and Presentation)

Sorel Environmental Sciences Ltd. was contracted by the Department of National Defence (DND) to complete a detailed examination of the ground squirrel issues associated with the potential landfilling of PCB-amended painted materials and a preliminary Ecological Risk Assessment (ERA) for landfilling of PCB-amended painted materials located at Distance Early Warning (DEW) line station sites across the Arctic.

The presence of burrowing animals such as the ground squirrel have been observed in landfills across the Arctic. Their behavior, habitat and community patterns make them a potential exposure route for the PCB-amended painted materials. Arctic ground squirrels will colonize and increase population given suitable conditions. Suitable conditions include: unfrozen, non-compacted stable soils for burrowing and an available food source. Landfilled areas are potential colonizing areas for ground squirrels due to the disturbed nature of the soil allowing for ease of digging and burrowing. Ground squirrels represent a potential prime receptor via the incidental ingestion of PCB paint chips, while the arctic fox represents a predator used to determine and endpoint assessment for the bioaccumulation of PCBs. A preliminary ecological risk assessment (ERA) was performed to assess the risk associated with the potential landfilling of PCB-amended painted material.

The objective of the ERA was to quantify potential ecological risks associated with PCB-amended painted materials in the event they are disposed of in landfills across the Arctic using

site assessment and reference data obtained by ESG. A probabilistic model was developed to simulate exposure to two terrestrial receptors (arctic ground squirrels and arctic fox), compute the probability of exceeding a chemical exposure limit, and summarize the relative contribution of the different exposure pathways to the total exposure dose.

The following are critical assumptions made throughout the risk assessment:

- Exposure resulting from the ingestion of water, ingestion of plants, inhalation of contaminated air, and dermal contact were not included in this preliminary ecological risk assessment. The water exposure route was not included due to the low solubility of PCB in water (<1 mg/L) and the finding that leachability of PCB in paints is low. The plant exposure route was not included because it is assumed that vegetation root growth on the covered landfill will not exceed the depth of the soil covering the PCB contaminated materials and therefore uptake of PCB into plants will not occur. The other exposure routes, dermal contact and inhalation of contaminated air, are generally considered negligible for terrestrial wildlife. Also, as a result of weathering at the site it is assumed that volatilization losses, and the subsequent contamination of air, would have occurred some time ago and would no longer be a valid transport pathway.
- The underlying assumption made was that normal distribution of assessed concentrations of the PCB-amended painted materials

and loose paint chips in the landfill would be directly available for consumption and will be bioavailable by burrowing animals (ground squirrels). It is recognized that probabilities for ecological risk will be overexaggerated by this extreme assumption of ubiquitous landfill contamination. It is done to achieve the goals of identifying the uptake/accumulation factors that are of legitimate concern while eliminating those pathways that are not of concern from future evaluation and reclamation.

- Use of conservative assumptions adds a level of protection to conclusions of no or low probability of effects and provide specific modeling aspects which can be further delineated or studied should it be necessary to remove levels of uncertainty.

Conclusions from this report find that based on the preliminary risk assessment, the disposal of PCB-amended painted materials in landfills pose no appreciable risk to either arctic ground squirrels or arctic fox. No appreciable risk is based on the NOAEL (No observable adverse effect level). The probability of exceeding a NOAEL (No observable adverse effect level) for PCB is <1% for both ground squirrel and arctic fox.

The following recommendation can be made based upon the findings in this report. There are significant uncertainties in the dose estimates which result from the use of conservative values, and textbook rather than field measured constraints. It is recommended that future efforts focus on reducing this uncertainty by:

1. Field measurement of tissue concentrations from arctic ground squirrel populations living within landfills containing PCB-amended painted materials.
2. Field measurement of Bioconcentration Factors for PCBs and each receptor of concern.
3. Develop site specific exposure endpoints based upon data gathered in points 1 and 2.

Key Bioavailability References

Geistfeld, J.G., Bond, M.G., Bullock, B.C., and Varian, M.C. Mucinous Gastric Hyperplasia in a Colony of Rhesus Monkeys (*Macaca mulatta*) induced by Polychlorinated Biphenyl (Aroclor 1254). 1982. *Laboratory Animal Science* 32:83-86.

- Evidence suggests from this paper that PCB in paint is bioavailable. A sample of superficial paints and concrete taken from the building housing the monkeys contained 225 ppm of Aroclor 1254. Concentrations of the polychlorinated biphenyl (PCB), Aroclor 1254, was found to be present in adipose that liver tissues up to 14 ppm.
- The clinical and morphological changes observed in these monkeys are similar to those described for experimental poisoning with PCB. The conclusions from the paper report that the source of the toxic agent was in the primate building erected in 1970.

Cieslak, J.A., Kostyniak, P.J., Greizerstein, H.B. and Cline, J.M.; Long Term Assessment for an Accidental Exposure to Polychlorinated Biphenyls in a Rhesus Monkey Colony. *The Toxicologist* 30:288, 1996.

- This was a follow-up study describing PCB poisoning which occurred in a rhesus monkey colony housed in the Bowman Gray School of Medicine primate facility. Their findings showed that rhesus monkey mothers having greatest risk for exposure experienced a dramatic increase in the number of stillbirths, when compared to mothers who had lived in the facility after the PCB problem had been addressed.
- The animals in this study provided a unique opportunity to examine potential effects of PCBs since this population had undergone chronic exposure from contaminated paint chips. It also offered the opportunity to examine the half-lives of specific PCB congeners in this unique population.

Skrentny, R.F., Hemken, R.W., and Dorrough, H.W. 1971. Silo sealants as a source of polychlorobiphenyl (PCB) contamination of animal feed. *Bull Environ Contam Toxicol* 6(5):409-416.

- This reference provided evidence for transfer of PCBs from Silo Sealant Paints to the silage stored within.
- Data on transfer over time provided the basis for calculation of a Biotransfer Factor.

Key Ground Squirrel References

Allen-Gil, *et al.*, Dec. 1997: Heavy Metal, Organochlorine Pesticide and PCB Contamination in Arctic Ground Squirrels in Northern Alaska, *Arctic*. Vol. 50, No. 4 pp. 323-333.

Batzli, G.O., Sobaski, S.T., 1980: Distribution, Abundance, and Foraging Patterns of Ground Squirrels near Atkasook, Alaska, *Arctic and Alpine Research*. Vol. 12, No. 4, pp. 501-510.

Murie, J., Michener, G., eds., 1984: *The Biology of Ground-Dwelling Squirrels*.

Hakonson, T.E., 1999: The Effects of Pocket Gopher Burrowing on Water Balance and Erosion from Landfill covers, *J. Environ, Qual.* 28 pp. 659-665.

Hakonson, T.E., *et al.*, 1982; Evaluation of Geologic Materials to Limit Biological Intrusion of Low-Level Waste Site Covers, *ANS Topical Meeting*. Apr. 19, Richland, Washington.

Hakonson, T.E., 1986: *Evaluation of Geologic Materials to Limit Biological Intrusion into Low-Level Radioactive Waste Disposal Sites*, LA-10286-MS, February.

Nyhan, J.W., *et al.*, 1986: *Corrective Measures Technology for Shallow Land Burials at Arid Sites: Field Studied of Biointrusion Barriers and Erosion Control*, LA-10573-MS, March.

Hakonson, T.E., *et al.*, 1982: Disturbance of a Low-Level Waste Disposal Site by Pocket Gophers, *Health Physics*. 42(6) pp. 868-871.

Arctic Ground Squirrels

A potential exposure route in the landfilling of PCB-amended painted materials.

Behavioral Issues

☛ **Hibernation:** 7 - 9 months/year.

☛

☛ **Colonizing:** Arctic Ground Squirrels (*Spermophilus parryi*) will colonize and increase population within landfills.



Burrowing Characteristics

- ☛ Average burrow depth is 0.5 - 1.0 meters
- ☛ Arctic Ground Squirrels will burrow below 1.0 meters if:
 - the soils are not frozen,
 - the soils are not compacted or overly rocky,
 - the soils are stable.



Gnawing Habits

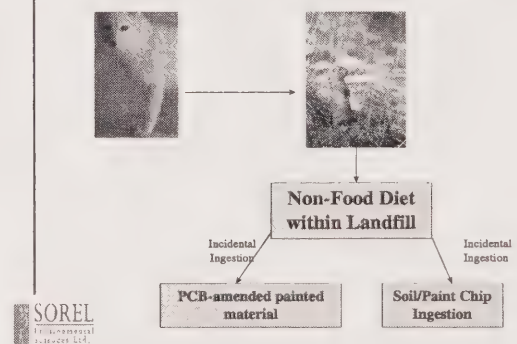
- ☛ Ground squirrels have been observed not to gnaw extensively unless trapped in a confined space (ie. traps).
- ☛ Observed gnawing on cardboard and plywood, possibly for the glue, particularly if in a confined space.
 - most of the material is shredded however, there is likely to be incidental ingestion.
- ☛ Incidental ingestion of soil and rocks occurs during burrowing.



Preliminary Ecological Risk Assessment

The potential for using landfills for the disposal of PCB-amended painted materials across the Arctic.

Pathways and Receptors



Fate → Effect

Important Physical/Chemical and Environmental Fate Parameters:

- K_{ow} - used to predict bioconcentration in organisms, the greater the K_{ow} the more likely the chemical (PCB) is to partition within the animal (ground squirrel).
- $\log K_{ow}$ of PCB = 6.5
- **NOAEL** - No Adverse Effect Level = 0.01 mg/kg bw/d
- **RfD** - Reference Dose = 2.0×10^{-5} mg/kg/day



Bioconcentration Factor (BCF)

- **BCF** - provides a measure of the extent of chemical partitioning at equilibrium between a biological medium (ground squirrel) and an external medium such as PCBs.
- Free Aroclor BCF Number: 4×10^{-3}
- Bound PCBs in Sealants BCF Number: 2.1×10^{-4}
- **[Theoretical]** Bound PCBs in Paint BCF Number: 1.0×10^{-6}



Assumptions

- Landfill is in a stable location (proper landfill siting).
- material in landfill will be covered.
- weighting factor: weight of paint makes up 10% of weight of material.
- time use factor: ground squirrel will forage 30% of the year, 70% of the year will be spent in hibernation.
- PCB-amended painted materials are bioavailable.
- Incidental ingestion of paint chips while gnawing and burrowing will occur.



Model Inputs → Outputs

Model Inputs	Model Outputs
<ul style="list-style-type: none"> • Paint to wood ratio (kg paint/kg wood) • PCB concentration in paint (mg/kg paint) • K_{ow} • BTF mammal (Free Aroclor 1254) • F_1 (fraction of non-food diet) • F_2 (fraction of painted wood in non-food diet) • F_{in} (fraction of paint in dry matter ingested) • F_d (fraction of material in diet) • BW (Body Weight, kg) • FIR (Food ingestion rate, kg/day) • DMIR (Dry matter ingestion rate, kg/day) • BCF mammal (free aroclor) = BTF x DMIR • FIR (paint ingestion rate, kg/day) • MIR (mammal ingestion rate, kg/day) • Time use factor - hibernation, depth ratio • Bioavailability under • $t_{1/2}$ half life for PCB within mammal, days 	<ul style="list-style-type: none"> • Expected Daily Intake from paint consumption (mg/kg/day) • Expected Daily Intake from mammalian consumption (mg/kg/day) • Steady State Body Burden (mg/kg)



ERA Results/Conclusions

- The most probable daily dose for the arctic ground squirrel is estimated to be 1.22×10^{-3} mg/kg/day.
- The most probable body burden to be found in a ground squirrel is 0.184 mg/kg of PCB.
- The most probable daily dose for the arctic fox is estimated to be 9.61×10^{-7} mg/kg/day.
- The most probable body burden to be found in a arctic fox is: 1.45×10^{-4} mg/kg.

Based on the preliminary risk assessment, the potential landfilling of PCB-amended painted materials poses no appreciable risk to either arctic ground squirrels or arctic fox.

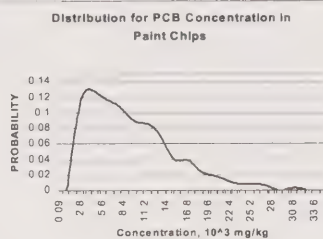


ERA Recommendations

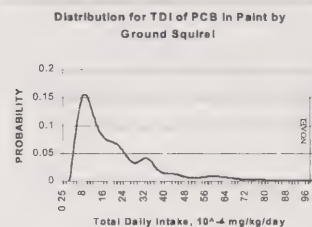
- Reduce uncertainty by:
- Field measurement of tissue concentrations from ground squirrel populations living within and around landfills containing PCB-amended painted materials.
 - Measurement of Bioconcentration Factors for PCB paints for each receptors of concern.
 - Develop site specific endpoints based upon data gathered in points 1 and 2.



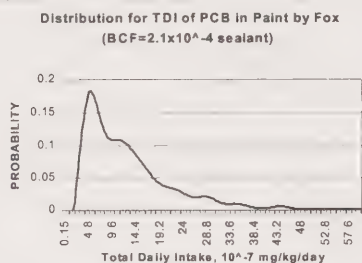
PCB Concentration in Paint Chips



Total Daily Intake (TDI) of PCB in paint by Ground Squirrels



Total Daily Intake (TDI) by Fox - Using Sealant BCF



APPENDIX E

LANDFILL DESIGN

Presented by Art Washuta and Bill Holme

(Synopsis and Presentation)

Introduction

- Landfill Design — Southern and Northern Applications
 - Demolition Waste Landfills
 - Municipal Solid Waste Landfills
 - Hazardous Wastes
 - Dedicated Landfills or “Mono-fills”
- Monitoring
- Specific Issues

Construction and Demolition Waste Landfills

- Typical Waste Characteristics
- Design
 - Typically unlined cells — cover 0.6 to 1.0 m
 - Newer, larger facilities may include clay liners and leachate collection.
 - Wastes in the north included with municipal waste — unlined facilities.

Municipal Landfills

- Design driven by geologic and regulatory issues.
- A description of landfill configurations, liner types etc.

Hazardous Waste Landfills

- Design driven by geologic and regulatory issues.
- A description of landfill configurations, liner types etc.

Mono-fills

- Design driven by geologic and regulatory issues.
- A description of landfill configurations and design examples.

Landfills in Permafrost Environments

- Characteristic Issues
- Leachate Collection Impractical

- Permafrost for Containment

Limitations

- Cracks, fissures
- Unsaturated Permafrost

Benefits

- Relatively low permeability
- Canadian Practice
 - Construction and Demolition Landfills
 - Municipal Landfills
 - Hazardous Waste Landfills
 - Mono-fills
- Alaskan Practice
 - Permafrost as Containment

Monitoring

- Construction and Demolition Waste Landfills
- Municipal Landfills
- Hazardous Waste Landfills
- Mono-fills

Landfill Costs

- Relative Costs
 - Unlined
 - Clay Liner
 - Composite Liner
 - Double Liner

Specific Issues

Paint chips on site after building demolition

- Means of minimizing dispersal into the environment.

Burrowing Animals

- Potential impacts on landfill stability and possible mitigative measures.

The Technical Feasibility of Landfilling PCB - Amended Painted Material

UMA Engineering Ltd.
EBA Engineering Consultants Ltd.

PCB Paint Working Group
July, 1999

uma

eoa

Introduction

- Landfill Design
 - Demolition Waste Landfills
 - Municipal Solid Waste Landfills
 - Hazardous Wastes Landfills
 - Dedicated Landfills or "Mono-fills"
- Monitoring
- Specific Issues

uma

eoa

Construction and Demolition Waste Landfills

- Inert waste



uma

eoa

Construction and Demolition Waste Landfills

- No physical, chemical or biological changes
- However they typically contain small amounts of:
 - Construction materials and containers - adhesives, leftover paints, roofing cements solvents
 - Waste oils and grease
 - Inseparable constituents - paint, carpet formaldehydes
 - Asbestos, batteries, fluorescent bulbs, appliances

uma

eoa

Construction and Demolition Waste Landfills

- Design
 - Typically unlined cells with cover of 0.6 to 1.0 m
 - Clay soils preferable, but granular soils used if clay not available
 - Newer, larger facilities include clay liners and leachate collection

uma

eoa

Construction and Demolition Waste Landfills

- In the north wastes are included with municipal waste - unlined facilities
- Run-on and run-off control systems to prevent flow on to and the flow off the active portion of the landfill

uma

eoa

Municipal Landfills

- Design driven by geologic and regulatory issues.



uma

eba

Municipal Landfills

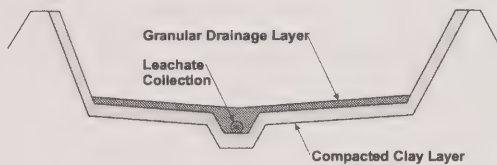
- Liner and leachate collection system
- Groundwater monitoring system
- Run-on control system to prevent flow on to the active portion of the landfill
- Run-off control system to collect run-off from the active portion of the landfill

uma

eba

Municipal Landfills

Compacted Clay Liner

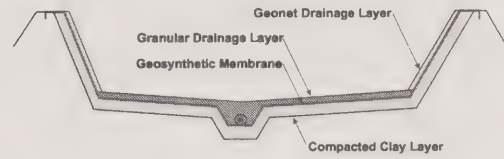


uma

eba

Municipal Landfills

Single Composite Liner

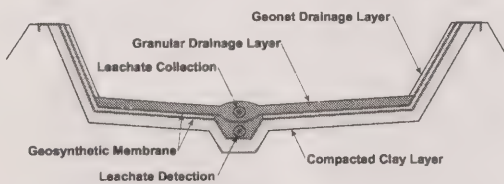


uma

eba

Municipal Landfills

Double Liner With Compacted Clay



uma

eba

Hazardous Waste Landfills

- Design driven by geologic and regulatory issues.
- CCME Guidelines for Landfilling Hazardous Waste

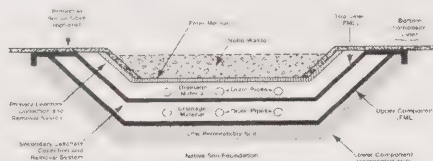


uma

eba

Hazardous Waste Landfills

- Multitude of designs - combination of geomembrane and clay liners,
- Leachate collection, monitoring and removal systems
- Low permeability cap, clay, and synthetic liner



uma

eba

Mono-fills

- Specific Use
 - Contaminated soil landfills
 - Drilling wastes
 - Construction and demolition wastes
 - Asbestos
 - Ash
 - Industrial process waste

uma

eba

Mono-fills

- Design
 - Function of geology and waste type
 - Inert waste - generally no liners or monitoring
 - Monitoring can be requested by the regulatory body
 - Contaminated soil landfills often have lined cells and monitoring

uma

eba

Liner Types

- Compacted Clay Liners
- Geomembrane
- Geosynthetic Clay Liner (GCL)
- Composite Liners

uma

eba

Liner Performance

- Clay Liners - Variable Performance
($dh/dl=1$, $k=1 \times 10^{-8}$ m/s) **8.6m³/hectare/day**
- Geomembrane over Clay - Poor contact
(3 m head) **.160 m³/hectare/day**
- Geomembrane over Clay - Good contact
(3 m head) **.111 m³/hectare/day**

uma

eba

Leachate Collection Systems



- Drainage and Filter Layer
- Collection Pipes
- Most Newer Municipal Landfills
- All Hazardous Waste Landfills



uma

eba

Leachate Collection Systems

- Design for expected flow rates during operation and after capping
- Drainage Layer
 - 30 to 120 cm thick
 - $K > 1 \times 10^{-2}$ cm/sec
 - Filter to protect drainage layer
 - Synthetic drainage layers acceptable
- Pipes
 - 15 to 30 m spacing
 - Slope 2 to 4%

UMA



Landfills in Permafrost

- Special Issues
- Permafrost for Containment
- Current Practice

UMA



Landfills in Permafrost

- Special Issues
 - Leachate collection impractical
 - Limited construction resources
 - No clay in many communities

UMA



Landfills in Permafrost

- Permafrost for Containment
 - Relatively low permeability
 - Cracks, fissures provide pathways
 - Unsaturated permafrost higher permeability
 - Saline, warm permafrost higher permeability

UMA



Landfills in Permafrost

- Current Practice
 - Many "Dump" sites
 - Trend to "Modified Landfills"
 - Sorting waste and daily, or weekly Cover
 - Generally no constructed liners
 - Incineration common at remote sites
 - No hazardous waste facilities
 - Construction and demolition wastes in municipal landfills

UMA



Landfills in Permafrost

- Current Practice
 - Mono-fills
 - Construction and demolition wastes at remote sites
 - Contaminated Soil - DEW Line freezeback design
 - Alaska
 - Drilling Wastes - freezeback design
 - Some municipal landfills freezeback design
 - Freezeback Design
 - Thermal performance monitored
 - Active layer within the cover

UMA



Monitoring

Construction and Demolition Waste Landfills

- Generally no monitoring
- Monitoring can be requested by the regulatory body
- PCBs not routinely monitored - some data presented in option analysis
- Typical monitoring, (if requested)

Landfill Class	Background	Detection	Assessment, Response
Class III (Construction and Demolition Waste)	Routine Potability, COD, TDS, Dissolved Metals	Sodium Chloride Sulphate pH	Routine Potability, COD, TDS, Dissolved Metals

Alberta Environment, Recommended Groundwater Monitoring (Draft Guidelines)



Monitoring

Municipal Landfills

- Up-gradient and down-gradient wells
- Performance standards:

Chemical	Concentration (mg/l)
Chloride (Cl)	250
Sodium (Na)	200
Sulphate (SO ₄)	500
pH	6.5 to 8.5 units

NAF - Alberta Code of Practice



Monitoring

Municipal Landfills

- Groundwater monitoring - varies for different jurisdictions; Alberta recommended guidelines
- PCB's not routinely monitored - some data presented in option analysis
- Once or twice a year, depending on size and permit

Landfill Class	Background	Detection	Assessment, Response
Municipal >10,000 tonne/yr	Routine Potability, COD, TDS, BTEX, TVH, TEH, Dissolved Metals	Routine Potability	Routine Potability, COD, TDS, BTEX, TVH, TEH, Dissolved Metals
Municipal <10,000 tonne/yr	Routine Potability, COD, TDS, Dissolved Metals	Sodium Chloride Sulphate pH	Routine Potability, COD, TDS, Dissolved Metals

Alberta Environment, Recommended Groundwater Monitoring (Draft Guidelines)



Monitoring

Hazardous Waste Landfills

- Up-gradient and down-gradient monitoring
- "Comprehensive" groundwater monitoring program, typically four times per year
- Baseline monitoring 1 year prior to commissioning



Monitoring

Hazardous Waste Landfills

Landfill Class	Background	Detection	Assessment, Response
Class I Hazardous Waste Landfill	Routine Potability, COD, TDS, BTEX, TVH, TEH, Dissolved Metals, Mercury, VOC's By waste type	Routine Potability, COD, TDS, BTEX, TVH, TEH, Dissolved Metals, Mercury, VOC's By waste type	Routine Potability, COD, TDS, BTEX, TVH, TEH, Dissolved Metals, Mercury, VOC's By waste type

Alberta Environment, Recommended Groundwater Monitoring (Draft Guidelines)



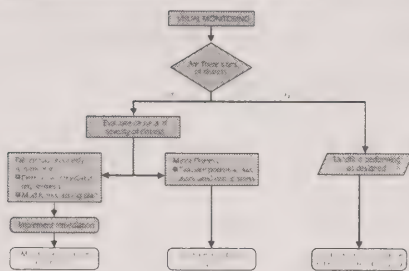
Monitoring

Northern Applications

- Visual
- Soil and Water
- Thermal



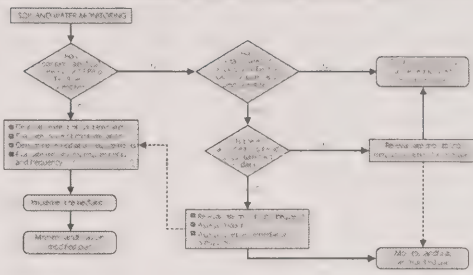
Monitoring



uma

eba

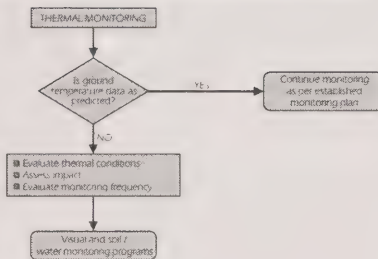
Monitoring



uma

eba

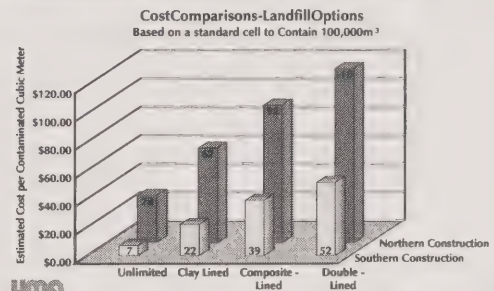
Monitoring



uma

eba

Landfill Costs vs. Design Standard..



uma

eba

Specific Issues

- Paint chips on site after building demolition
- Burrowing Animals

uma

eba

Paint chips on site after demolitions

- Minimize paint chips
 - Cover ground with plastic to collect chips
 - Dispose of accordingly
- Scrape Soil
 - Dispose of Accordingly

uma

eba

Burrowing Animals - Potential Mitigative Measures

- Cobble, cobble-gravel, bentonite clay
- Wire mesh
- Mole Chaser – high frequency
- In-palatable vegetation cover
- Extermination

UMA

EBA

The Technical Feasibility of Landfilling PCB - Amended Painted Material

UMA Engineering Ltd.
EBA Engineering Consultants Ltd.

PCB Paint Working Group
July, 1999

UMA

EBA

APPENDIX F

FEDERAL REGULATIONS AND CCME GUIDELINES APPLICABLE TO PCB WASTE MATERIALS

Presented by Dave Campbell
(Presentation)

Federal Regulations and CCME Guidelines applicable to PCB Waste Materials

A) Background/Historical

1. Constitution Act (1867)
 - a) Federal Powers
 - b) Provincial Powers
 - c) Federal/Provincial Efforts - CCME
 - 1968 - Japan PCB incident
 - 1973 - OECD call for PCB restrictions
2. 1977 - Chlorobiphenyl Regulations
3. 1979 - Chlorine spill in Toronto

'History' Continued....

4. 1985 - TDGA passed
 - Defines hazardous wastes
5. 1985 - PCB spill (Kenora)
6. 1986 - CCME Hazardous Waste & PCB Action Plans
7. 1986/90 - CCME Tr/Destr/Mngmnt Guidelines adopted

'History' Continued....

8. 1986 - Canada-U.S. Agreement
9. 1988 - Canadian Environmental Protection Act (CEPA) passed
10. 1988 - St. Basil le Grand fire
 - PCB Waste Storage. Interim Order
11. 1989 - Basel Convention signed

'History' Continued...

12. 1990 - PCB Tr & Destr/Export Ban Regs (Can U.S.)
13. 1991 - Chlorobiphenyl Regulations under CEPA
14. 1992 Export / Import Regulations (EIHW) & PCB Storage Regs passed
15. 1995 - Toxic Substance Management Policy
16. 1995 - CCME PCB Transformer Protocols
17. 1997 - PCB Export Ban (can U.S. for non-landfill)
18. 1998 - CCME adoption of PMTS

B) PCBs & the 1977/85/91-1 Chlorobiphenyl Regs

- 1929 - PCB manufacturing began
- 1968 - Japan incident - first alert
- 1971 - Monsanto withdraws use/ trans. & caps.
- 1973 - OECD calls for restrictions/ trans. & cap.
- 1977 - Chlorobiphenyl Reg No. 1 bans use/ tr & cap.
- 1980 - amended - restrict to trans. & cap before 1980

Chlorobiphenyl Regulations 1977/85/91

- 1985 - Chlorobiphenyl No. 2 (products)
- 1985 - Chlorobiphenyl No. 3 (release)
- 1985 - TDGA restricts transport
- 1991 - Chlorobiphenyl Regs under CEPA
 - release to environment 50 PPM, 1 gm/d
 - limit in products 50 PPM
 - restricted use

Federal Mobile PCB Tr. & Destr. Regs

Air

- particulates - 50 mg/m³
- Dioxin & Furan - 12 ng/m³
- PCBs - 99.9999%

Liquid -

- PCBs - 5 ug/L, 2 mg/kg in oil
- Dioxin & Furan - 0.6 ng/L

Solids

- PCBs - .005 mg/kg
- Dioxin & Furan - 1 ug/kg

Storage of PCB Material Regulations - 1992

- Problem with Interim order and prov. regs
- 100 L or more of liquids
- 100 kg or more of solids
- storage requirements
- access to sites
- fire protection
- labelling
- records and reporting requirements

F) NAFTA, UN: ECE & UNEP

NAFTA - RAP (December 1996)

- PCB use phase-out
- sensitive sites by 2000
- any use by 2008
- storage time limits
- approved treatment & destruction facilities

NAFTA, UN ECE & UNEP cont'd

UN ECE (June 1998)

- PCB use phase-out
- all use by 2010
- destruction by 2015
- BAT emission limits

UNEP to be completed in 2 years

G) Future Regulatory Changes

The Polychlorinated Biphenyl Regulations - 1999

- PCB use phase-out sensitive locations by 2000
- phase-out of all uses by 2008

The PCB Material Storage Regulations - 2001

- prohibition against storage after 2010

TSMP/PMTS Management Objectives

- **Virtual Elimination** from the environment, based on socio-economic time lines of Toxic, Persistent, Bioaccumulative and man made Substances (**Track 1**)
- **Prevent or Minimize the Release** of Toxic Substances by Applying Life-Cycle Management (**Track 2**)

Examples of Substances Satisfying Criteria for Track 1

- hexachlorobenzene
- mirex
- PCBs
- polychlorinated dibenzodioxins
- polychlorinated dibenzofurans
- toxaphene

US EPS - PCB Bulk Product Waste

- ≥ 50 ppm PCB
- Non-Liquid Bulk Wastes or debris
- Shredding of automobiles or appliances
- Plastics - insulation from wiring, furniture laminates etc
- light ballast potting materials

US EPA Disposal

- Performance Based - incinerator, chemical waste landfill, Hazmat landfill, thermal decontamination,
- Municipal Waste Landfills - plastics, debris, shredding or others that leach < 10 ug/L
- Risk-based Clean-up
- Disposal as daily landfill cover

APPENDIX G

PCB IN PAINT OPTIONS ANALYSIS

Presented by Mike Fowler

(Synopsis and Presentation)

1.0 Objective

Present the various technical options for the disposal or management of demolition waste associated with materials that have been painted with coatings containing PCBs, including a discussion of a conceptual risk model and the Technical Feasibility of disposal or treatment options. PCBs in paint are a source of non-liquid PCBs or NLPCBs.

2.0 Exposure Risks

Once any PCB-containing paint (as a source for non-liquid PCBs or NLPCB) has dried and cured on a surface, the PCBs are bound up within the structure of the paint coating. The ability of the PCBs to become bioavailable for absorption into living organisms, and the possibility of PCBs leaching out will both directly effect the overall level of risk.

2.1 Air Inhalation Pathway

- Desorption of pure phase PCBs from the paint matrix would appear to be unlikely given that the PCBs are bound into the paint structure. PCBs by their very nature are not highly volatile and losses from PCBs bound in the paint matrix would also seem unlikely. However, initial experiments conducted at the University of British Columbia have indicated that some lower chlorinated PCBs may volatilize from PCB-containing paints at 70°C (which is above normal conditions) (Cullen and Reimer, *Env. Sci. & Tech.* Vol. 31, 1997).
- PCBs can be found in background concentration in outdoor air and indoor air (sometimes at order of magnitude higher indoors).
- Compared with the daily intake of PCBs in food, the risk from NLPCBs does not pose a health risk (*PCB aus dauerelastischen Dichtungsstoffen in schweizerischer Innenraumluft*, Mitt. Gebiete Lebsnsm. Hyg., 84, Jan 93, Mengon, W.).

- Some NLPCB US studies exclude this pathway deeming it insignificant.
- “Based on air samples collected (32 samples)... neither evaporated PCB congener nor airborne NLPCB particulate were detected” (*Risk Assessment of PCB in Non-Liquid Materials ...various Air Force Bases*, Oct. 97, Parsons Engineering Science Inc.).

2.2 Dust Ingestion Pathway

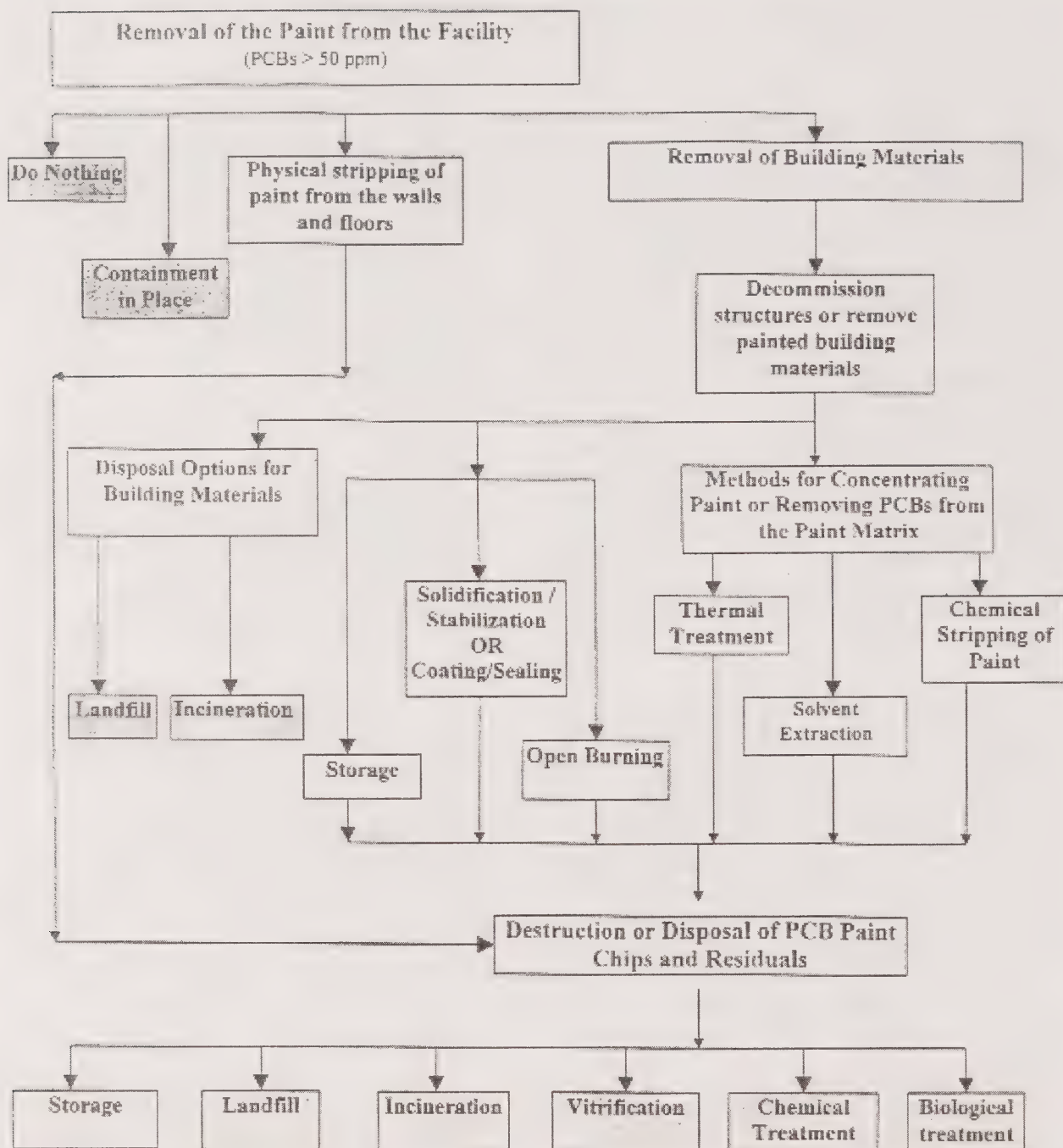
- Flaking and decaying paint surfaces may present a dust hazard.
- The principal degradation mechanism for paint is u.v. radiation exposures, with physical wear and damage being the second mechanism of note. Note that u.v. exposure in the arctic was found to be too low to significantly degrade paint (comment from Ashton in 1998 wrt NCR study).
- NLPCBs enter the digestive track through hand to mouth activity & food contamination.
- Use of paint is generally not such that ingestion is a risk (i.e. industrial work areas) and proper handling procedures minimizes this pathway.

2.3 Surface Contact Pathway — Dermal Contact

- Receptor must directly contact the surface and some surface PCBs must be pasted to the skin, which some is then ingested or available for dermal contact.
- 82% wipe samples were non-detect for material found to contain PCBs (*Parsons, Oct 1997*).
- Results of US studies (Parsons — Oct. 97 and *Risk Assessment of PCBs On-Board Navy Ships*, Dec. 96, Operational Technologies Corp.) are no significant risk from dermal contact.
- Elevated Swipe Test results were attributed to vapour or liquid deposition (i.e. there was once a liquid source), or paint chips from degrading paint.

3.0 Option Discussion

FIGURE 2 Flow chart of options for addressing identified PCBs in paint



4.0 Removal of the Paint From the Facility

4.1 Do Nothing / Containment in Place

- UK (*PCBs Indoor Air Contamination Due to Thiokol-Rubber Sealants in an Office Building*, Chemosphere, Vol. 25, 1992, Heinzow, B., et al.), Swiss (Mengon 1993), US Air Force (Parsons 1997), US Navy (Operational Tech. 1996) studies all indicate no significant risk from continued use.
- “Containment in place” adds insignificant risk reduction as dermal contact route is insignificant (except to contain chipping and degrading paint).

4.2 Physical Stripping of Paint

- Must accept that this procedure will not remove 100% of the paint so there will be some residual risk.
- In some cases (e.g. northern and pre-fabricated facilities) both sides of a panel are painted so some deconstruction is required and traditional techniques will generate some construction debris.
- High exposure to dust containing PCBs during removal operations, but controllable through proper OH&S procedures.
- Containment and clean-up of “dust” is very difficult (but achievable).
- Controlled paint stripping can be expensive and requires specialised equipment and training.
- Exposure is dramatically increased because of the increase in dust ingestion (also consider that the dust itself may pose a hazard).

Best Practice Removal Methods

- Wet scraping techniques
- Building component replacement
- Enclosure systems (However the volatility of PCBs in paint should still be considered.)
- Power sanders with high efficiency particle accumulator (HEPA) exhaust filters.
- HEPA vacuum blasting equipment
- HEPA vacuum needle guns
- Certain chemical removal methods

- NOT RECOMMENDED - HEAT GUNS or DCM (Based on examination done for lead based paints.)

5.0 Dealing with Building Materials

5.1 Decommissioning Risks

- The risks are generally acceptable within established procedures (various Canadian and US studies).
- OH&S procedures to reduce any potential risks include (Labour Canada letter to CAW wrt Rail Car Paints 13 November 1991):
 - Mask of high efficiency with a protection factor of 50 (high-efficiency filters and organic vapour cartridges for paint concentration greater or equal to 50 ppm.
 - Worker training
 - Gloves, dust protection and proper construction safety PPE

5.2 Storage

- Temporary management option only, nevertheless risks are controllable with adequate effort and monitoring (and associated costs).
 - “Although no data is available to quantify the risk reduction ...(measures) ... specified by USEPA as P2 controls only”(Assessment of Risk Associated with PCB Disposal Amendments, May 11 1998 Versar Inc). These measures for “On-Site Storage Piles of NLPCB and Bulk Product Waste” include: restriction of storage for 180 days, no free liquids in pile, protecting pile from precipitation & surface runoff, protection from wind dispersal, ensure leachate is not generated through other reactions, adequate liner and foundation.

5.3 Open Burning

- Risk of a fire in the facility itself (accident or intentionally started as part of the decommissioning process) or open burning of the demolition wastes will result in open burning of the NLPCBs. Note that open burning and destruction through fire are not common,

however incidents of open burning do continue to take place (anecdotal), while the risk of accidental fire is low.

- If the materials were to catch fire, the paint would likely decompose and the PCBs within the paint would partially decompose as well. Combustion of PCBs at temperatures less than 870 °C results in the emission of significantly more toxicological hazardous intermediates, specifically certain furans and dioxins.
- However, in the 1990 Fire on the USS Thomas Edison samples were taken from an area where non-liquid PCB were known to be found and no significant release of PCB, dioxins or furans were found.
- Risk of fire is very low, and potential contamination risk following a fire is low. (Operational Tech., 1996).

5.4 Solidification/Stabilization & Sealing of Materials

- Waste stabilization adds a binding agent, such as Portland cement, cement kiln dust, or fly ash, to the waste to convert contaminants into a less soluble, less mobile, or less toxic form by encapsulating the PCBs. Waste solidification adds a binding agent to the waste to encapsulate the contaminants in solid material. Both of these technologies reduce the mobility of PCBs, but do not concentrate or destroy. This process generally involves soil or sediment excavation, removal of oversized debris, mixing of the waste with the binding agent and water, and possibly offgas treatment. The mixture can be either disposed of in containers (e.g. 55-gallon drums), in on-site cells or trenches, reused as construction material (with regulatory approval) or injected into the subsurface.
- Stabilization/solidification is considered an unproven technology for PCBs disposal because the effectiveness of these processes for PCBs in soil and sediment is inconclusive.
- The process accomplishes little as it does not significantly change the leachability and the PCBs are not destroyed (i.e. the PCBs are already in a solid matrix).
- Similarly “dip” coating or sealing of the materials would not change the leachability.

- Material would have to be shredded increasing dust transport and injection risk.
- Resulting material would still contain PCBs and there would be a higher volume to manage.

6.0 Concentrating the Paint or PCBs

6.1 Thermal Treatment / Solvent Extraction

- Solvent extraction and thermal desorption do not destroy wastes but physically separates hazardous contaminants from solids, thus reducing the volume of hazardous waste to be treated.
- Thermal desorption uses high temperatures to physically separate volatile and semi-volatile contaminants from soil, sediment, and sludge. Thermal desorption, typically used as a mobile technology, is generally cost-effective on wastes containing up to 10 percent organics and a minimum of 20 percent solids. The process involves materials handling, desorption, particulate removal, and offgas treatment. Because thermal desorption concentrates PCBs, the resulting PCB residue may contain a concentration greater than 50 ppm, and other regulatory requirements would then need to be met (e.g., notification, transport, manifest, storage, and disposal requirements).
- Material handling may lead to physical restrictions and shredding of the material may be required.
- Solvent extraction uses an organic chemical as a solvent to collect and concentrate the contaminant. The process involves media preparation, contaminant extraction, solvent/media separation, contaminant collection, and solvent recycling. The contaminant extracted requires further treatment.
- These processes would likely be effective for paints, but treatability studies would be required.
- The mobilization costs of these units is high for on-site treatment and not practical.
- Relatively expensive and still requires follow-up destruction of a PCB waste that is now much more mobile in the environment (and poses a higher risk).

6.2 Chemical Stripping the Paint

- Dichloromethane (DCM) is the most effective chemical stripper, however DCM is an ARET substance and will be a CEPA regulated substance (Schedule 1).
- Caustics are difficult to use, less effective, require large volumes, and not effective in colder temperatures.
- Will vastly increase the overall volume of waste to be handled and the waste will now be liquid with the high associated handling risks.
- Materials can be chemically stripped from the walls or decommissioned building material could be brought to a centralised “dip” tank to be stripped, which will reduce the chemical handling risk (but there is now a transportation risk and cost).
- High risk generated through the handling of organic or caustic chemicals themselves.
- DCM will remove the PCBs from the paint matrix increasing exposure risk because of the increase in contaminant mobility.
- The paint sludge still must be destroyed or treated.

7.0 Treating the PCB Sludge or Paint Chips

Note that with these treatment options, all the risks with decommissioning the structure, concentrating the PCB into sludge and/or liberating the PCBs from the paint matrix are also entailed. Thus risk from extraction or concentrating and then the risk of treatment, and any associated transportation.

7.1 Chemical Treatment

- This method uses chemical reactions to remove PCB chlorine atoms from organic molecules. An example of a chemical dehalogenation process is “base-catalyzed decomposition” (BCD). BCD, usually used as a mobile technology, is an efficient and relatively inexpensive alternative technology for treating both PCB-contaminated equipment (e.g., transformers) and PCB-contaminated soils and sediments. Either sodium hydroxide, sodium bicarbonate, or aliphatic hydrocarbons are used as hydrogen donors.

- BCD can treat PCBs at almost any concentration, and laboratory research shows that BCD does not produce, and can significantly reduce, levels of chlorinated dioxins and furans. Process residuals can generally be discharged to a publicly owned treatment works (water and condensate) and to a municipal sewage sludge plant (decontaminated sludge), after analysis.
- Relatively complex process with associated operational and environmental risks of fuel and chemical handling.
- Process requires an extraction methodology to be employed first, which will entail infrastructure, large extra costs and increased risks. Thus, the risk from extraction or concentrating and then the risk of chemical treatment.

7.2 Biological Treatment

- Bioremediation uses micro-organisms to break down or detoxify organic compounds. Bioremediation of lesser chlorinated congeners works best under aerobic conditions (i.e., in the presence of oxygen), but highly chlorinated congeners will require anaerobic conditions for de-chlorination. PCBs will likely require combination of aerobic and anaerobic processes.
- No PCB industrial bioremediation system had been identified as being capable of biodegrading PCBs on a significant scale.
- Will only likely be effective on sludge once PCBs have been removed from the paint matrix (i.e. will not work on bulk materials).
- Extremely unlikely that process would be effective for NLPCB bulk materials.

7.3 Vitrification Technology

- Vitrification technologies use electrodes to heat and melt contaminated soil or sediment containing organic, inorganic, or radioactive contaminants, forming a rigid, glassy product when it cools. Temperatures in the process are in the range of 1,000-2,000°C. The volume of the vitrified product is typically 20 to 45 percent less than the original volume of the waste. PCBs are destroyed by the high temperatures used during vitrification. Offgas collection systems (e.g., tents or hoods) generally are needed. The scrubber

water and other process components may require further treatment or disposal.

- Will require shredding of material, and construction debris materials are not likely suitable for the process.
- The USEPA has authorised one vitrification system to treat PCBs in soil and sediment commercially.

8.0 Methods for Direct Disposal of Building Materials

8.1 Incineration

- Incineration is the standard for PCB destruction, and the system can achieve 99.9999 percent destruction and removal efficiency. The incineration process treats organic contaminants in solids and liquids, using high temperatures to volatilize and destroy these compounds. The incineration process generally consists of waste preparation, a waste feed mechanism, the combustion stage (e.g., primary and secondary combustion chambers), bottom and fly ash handling units, air emissions controls (e.g., wet scrubber), heat exchangers, and exhaust stacks.
- Both stationary and mobile incinerators can be used, and the choice is often based on cost and volume of material at the site.
- This technology is feasible, proven and practised (“six-nines” performance).
- However small amounts of PCB are released into the air (1 mg emitted/kg PCB feed).
- Costs are manageable (cost from PWGSC–1998):
 - PCB Sludge – \$3.00 per kg,
 - PCB Solids – Concrete \$3.00 per kg,
 - PCB Solids – Metal \$3.00 per kg,
 - PCB Debris – \$2.10 per kg.
- Transportation cost can be very high \$1.59 per running km (20 tonnes per load).
- Incinerator can handle construction debris although some processing (i.e. cutting into smaller sections) may be required.
- Mobilisation costs for portable incinerators are high.

8.2 Landfills

- USEPA Study – Worst Case Scenario Risk Assessment for Bulk PCB Wastes
 - *Estimate of Exposure from Automotive Shedder Fluff*, USEPA Memo, Aug. 16, 1988.
 - 7.5×10^6 pounds of fluff per year, spread over 4 hectares, assumed uncovered, unlined municipal landfill, 50 ppm PCB in fluff.
 - Sample resulting human health risks:
 - Inhalation off site 1.8×10^{-5} ,
 - Inhalation on site 7.3×10^{-4} ,
 - Ingestion of ground-water 4.3×10^{-7} .
 - Lifetime Risk 2.1×10^{-5} using 10 µg/L contamination rate (Versar –1998).
- Monitoring data indicate that PCBs are unlikely to leach into the surrounding environment, for landfill sites in Australia, which could reasonably be suspected of containing PCBs from past disposal of PCB-containing equipment. (*Wastes Monitoring of PCBs in Australia*, September 1998, National Advisory Body on Scheduled Wastes, Australian Ministry of the Environment).
- In Finnish solid waste sites, the range of waste site median PCB concentration (liquid sources) values were 0.002 to 0.16 µg/kg (for 24 sites) and the maximum value was 0.47 µg/kg. In the leachate, the median PCB concentration was less than 0.025 µg/L (for 50 sites), which was below the detection limit and the maximum was 7.6 µg/L. (*Environmental impacts of hazardous wastes in landfills*, Number 67, series A of the National Board of Waters and the Environment, Timo Assmuth et al.)
- 80,000 kg of sealant containing 10,000 to 18,000 kg of PCBs was deposited in a Swedish municipal landfill in southern Sweden from 1966 to 1972. The landfill was not designed to be leakproof: it was covered with a layer of an unspecified type of soil, and currently grass, shrubs, and trees grow on the site. Only approximately 1 g of PCB per year escapes from the landfill (ground-water, soil, leachate, and evaporation from soil cover). The concentration of PCB in the

surrounding area was not high; thus, it was concluded that most of the PCB remains in the landfill. (Draft version of *PCB in Sealants: Occurrence, Leakage and Toxicity at a Landfill-Station (Rassleborg ettan)*, by Persson, J., Pettersen, H., et al.

- Health and Ecological Risks are manageable in a landfill.
- No associated risk of chemical handling or incinerator emissions.
- Costs are reasonable and transportation cost is by far the lowest of any alternative.

9.0 Specifically Related International PCB Regulations

From USEPA “40 Code of Federal Regulations (CFR) Parts 750 and 761, Disposal of Polychlorinated Biphenyls (PCBs); Final Rule”, Federal Register, Part IV, Vol. 63, No. 124, 29 June 1998

For sampling procedures of *PCB bulk product wastes* see Subpart R (pages 35469 to 35472). PCB sample concentrations are to be reported as ppm by weight on a dry weight basis. There are four disposal options for *PCB bulk product waste* at greater than 50 ppm PCBs (761.62):

- (a) *Performance-based disposal, which may be any of the following disposal options:*
- incineration in an incinerator approved under 761.70,
 - chemical waste landfill approved under 761.75,
 - hazardous waste landfill permitted by EPA under section 3004 of the *Resource Conservation and Recovery Act* (RCRA), or by a State authorized under section 3006 of RCRA,
 - alternate disposal approval under 761.60,
 - in accordance with decontamination provisions of 761.79,
 - metal surfaces in contact with PCBs, in accordance with the thermal decontamination provisions of 761.79(c)(6),
 - in accordance with a *Toxic Substances Control Act* (TSCA) PCB Co-ordinated Approval issued under 761.77.

or

(b) *Disposal in solid waste landfills*

The USEPA has provided **two different landfill disposal options for PCB bulk product waste**. PCB bulk product waste containing PCBs tightly bound within the matrix of PCB bulk product wastes and bulk product waste which leaches at <10 µg/L may be disposed of in municipal or non-municipal non-hazardous waste landfills. PCB bulk product waste not bound in a solid matrix may be disposed of in landfills that segregate the wastes from organic liquids, which could mobilize the PCBs, and that collect leachate generated from the landfill cell and monitor it. It is not always necessary to determine the PCB concentration of leachate from PCB bulk product waste.

- Municipal non-hazardous waste landfill: (i) plastics (insulation from wire or cable; radio, television and computer casings; vehicle parts; furniture laminates), preformed or molded rubber parts and components, applied dried paints/varnishes/waxes/other similar coatings or sealants, caulking, asbestos, non-liquid building demolition debris, non-liquid PCB bulk product waste from shredding of automobiles or appliances that have had PCB small capacitors removed; and (ii) other PCB bulk product waste, sampled in accordance with protocols, with leachate PCB concentrations of <10 µg/L.
- See pages 35411, 35451 for additional discussion.

or

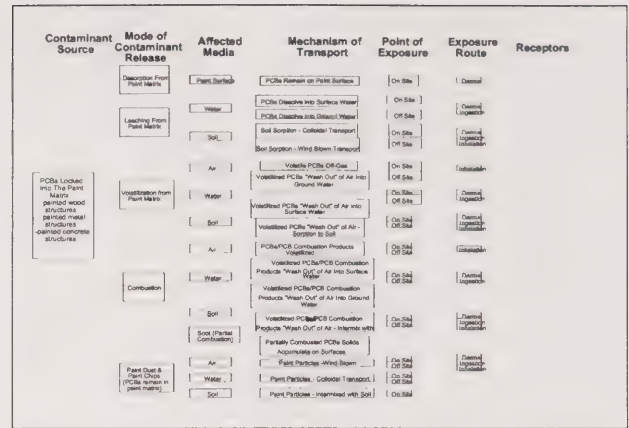
(c) *Risk-based disposal* (pages 35411-35412, 35452)

or

(d) *Disposal as daily landfill cover or roadbed* (pages 35452, 35412)

PCB in Paint Options Analysis - Objective

Present in a comparative fashion the technical feasibility and qualitative risks associated with various options for the disposal or management of wastes associated with PCBs in Paint.



Air Inhalation Pathway

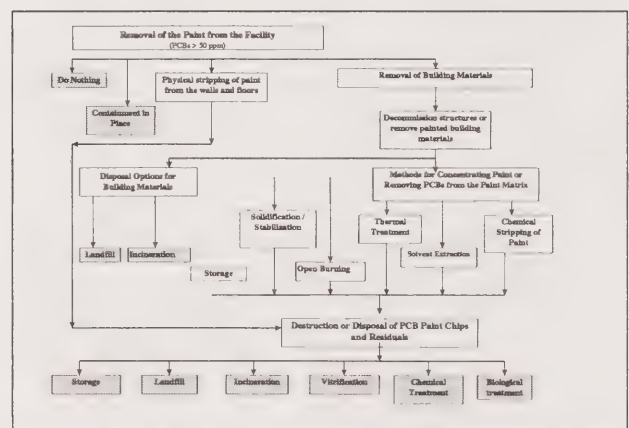
- PCBs are normally found at background concentrations in indoor and in outdoor air.
- Volatilization from the paint matrix is possible, but not in significant quantities.
- Compared with the daily intake of food the risk does not pose a health risk (Swiss study 1993).
- Most PCBs in Paint US studies exclude this pathway.
- 'Based on air samples collected (32 samples)...neither evaporated PCB congener nor airborne NLPCB particulate were detected' (Oct 1997 study done for US Air Force).

Dust Ingestion Pathway

- Flaking and decaying paint surfaces.
- Contamination enters the digestive track through hand to mouth activity & food contamination.
- Principal degradation mechanisms for paint are u.v. radiation exposures & physical damage (e.g. wear, damage, expansion and contraction of substrate).

Surface Contact Pathway (Dermal Contact)

- Receptor must directly contact the surface and some surface PCBs may be transferred to the skin. (Dermal adsorption & some is ingested).
- 82% of swipe samples were non-detected for material found to contain PCBs in bulk samples.
- Elevated Swipe Test results were attributed to vapour deposition or paint chips from degrading paint.
- Most uses of paint (i.e. industrial) are generally not such that ingestion is a risk.



PCB in Paint Removal Material Flow

- PCBs (>50ppm) in Paint are identified at the facility

Then

- Paint is then removed or building materials covered in paint are removed

Then

- Direct disposal of Building Materials or concentrate the PCBs in a sludge

Then (if necessary)

- Destruction or Disposal of PCB Chips, Residuals or Sludge

Does 'Do Nothing' pose a Risk?

- Generally - 'No'
 - Paint remains in the paint matrix
 - German, Swiss, US studies all indicate no significant OH&S risk from non-liquid PCB in Paint sources
 - small risk from degrading paint chips and combustion
- 'Containment in place' adds insignificant risk reduction as dermal contact route is insignificant, except to contain chipping and degrading paint!

Physical Stripping of Paint

- Will not remove 100% of paint so some residual risk will remain.
- Containment of 'dust' during removal operations is difficult and the 'dust' is a higher risk substance.
- High dust exposure for workers during removal operations, but controllable through proper OH&S procedures.
- Traditional abatement techniques will generate some construction debris.
- Can be expensive and requires specialised training.

Best Practice Removal Methods

- Wet Scraping Techniques
 - Building Component Replacement
 - Power Sanders with high efficiency particle accumulator (HEPA) exhaust filters
 - HEPA vacuum blasting equipment
 - HEPA vacuum needle guns
 - Certain Chemical removal methods
 - NOT RECOMMENDED - HEAT GUNS or DCM
- (based on examination done for lead based paint removal)

Chemical Stripping the Paint

- Can be done 'in-situ' or in 'dip' tanks
- Dichloromethane (DCM) is an ARET substance (and will be a CEPA regulated substance (Schedule 1))
- Caustics are difficult to use, less effective, require large volumes, and not effective in colder temperatures
- Will vastly increase the overall volume of waste to be handled
- Many associated risks with chemical and chemical waste handling & the PCBs may be extracted from the matrix thus increasing potential exposures

Decommissioning Risks

- Risks are acceptable within established procedures
- (CN Rail - Rail Car Study, and US Studies)
- Standard PPE including respirators
 - Containment of dust and chips will require some precautions and effort

USEPA - On-Site Storage Piles of NLPCB and Bulk Product Waste

- Restriction of Storage for 180 days
- No free liquids in pile
- Protect Pile from Precipitation & Surface Runoff
- Protection from Wind Dispersal
- Ensure leachate is not generated through other reactions
- Adequate Liner and Foundation
- 'Although no data is available to quantify the risk reduction ...(measures) ... specified by USEPA as P2 controls only' (May 1998 report)
- However temporary & high cost practice

Concentrating Options

Solvent Washing or Thermal Treatment

- Generally expensive with large mobilisation costs
- Will reduce the volume for transportation & destruction
- Treatability Tests will be required
- Most will likely mobilize the PCBs out of the paint matrix and thus increase the handling risks
- Shredding or processing of building materials may be required
- Destruction of the PCB residuals is still required

Other Options for Handling Building Materials

- Open Burning
 - High risks of dispersing the PCBs, and potentially dioxins and furans
 - Uncontrolled process
 - Unacceptable practice
- Solidification/Stabilization
 - Unproven Technology (and not likely to work with building materials)
 - Will require shredding of the building materials
 - The process accomplishes little as it doesn't significantly change the leachability of the PCBs and the PCBs are not destroyed (i.e. the PCBs are already in a solid matrix). Landfilling is still required.

Dealing with PCBs Residuals

- Paint Chips, Sludge, PCBs in a solvent, liquid PCBs
- Transportation of waste will be required
- Options include:
 - Chemical Treatment
 - Biological Treatment
 - Vittrification
 - Landfill
 - Incineration

Chemical Treatment

- Chemical Treatment will likely require removal from the paint matrix first in order for an effective dechlorination
- Higher risk associated with chemical handling
- Must also consider the risks and costs of removing the PCBs from the paint matrix

Vitrification

- Potentially feasible
- Very high cost and there is limited availability
- Will required processing (e.g. stripping)

Biological Treatment

- PCBs will likely require combination of aerobic and anaerobic processes for the micro-organisms to break down or detoxify organic compounds.
- Will only likely be effective on sludge once PCBs have been removed from the paint matrix (i.e. will not work on bulk materials).
- Not yet proven on a significant scale
- Extremely unlikely that process would be effective for PCB in Paint materials.

Methods for Dealing Directly with Building Materials

- **Incineration**

(can also be used for residuals from other processes)

- **Landfill**

Incineration

- **Feasible - Proven and Practised**

(‘six-nines’ performance -

so some PCBs are released into the air)

- **Mobile Destruction has costly set-up costs**

- **PWGSC (1998) contract with Swan Hills -**

(so prices will vary)

- PCB Sludge - \$3.00 per kg
- PCB Solids - Concrete \$3.00 per kg
- PCB Solids - Metal \$3.00 per kg
- PCB Debris - \$2.10 per kg
- Transportation \$1.59 per running km (20 tonnes per load)

Landfills - Related Studies

- **Estimate of Exposure from Automotive Shedder Fluff**

- 7.5x10⁶ pounds of fluff per year, spread over 4 hectares, assumed uncovered, unlined municipal landfill, 50 ppm PCB in fluff
 - Inhalation off site 1.8*10⁻⁵,
 - Inhalation on site 7.3*10⁻⁴,
 - Ingestion of groundwater 4.3*10⁻⁷

- **Lifetime Risk 2.1*10⁻⁵ using 10ug/l contamination rate from PCB bulk product waste (USEPA - 1998)**

- **ICF Inc study (for USEPA) had non-detect for PCBs in the leachate from construction and demolition landfills**

Landfill - Related Studies

- **80,000 kg of sealant containing 10,000 to 18,000 kg of PCB was deposited in a Swedish municipal landfill:**

- not designed to be leakproof
- covered with a layer of an unspecified type of soil, and currently grass, shrubs, and trees grow on the site
- approximately 1 g of PCB per year escapes from the landfill (groundwater, soil, leachate, and evaporation from soil cover)
- concentration of PCB in the surrounding area was not high
- it was concluded that most of the PCB remains in the landfill.

- **In Finnish solid waste sites, the range of leachate was less than 0.025 µg/L (for 50 sites).**

- **For landfill sites in Australia, which could reasonably be suspected of containing PCBs from past disposal of PCB-containing equipment, it was found that PCBs are unlikely to leach into the surrounding environment.**

Landfills

- **PCBs in Paint are unlikely to leach or volatilize in significant quantities.**
- **Costs are reasonable and transportation cost is the lowest of any option.**
- **Health and Ecological Risks are manageable in a landfill.**
- **No associated risk of chemical handling or incinerator emissions.**

Summary - PCB in Paint Options

Option	Relative Risk	Technical Feasibility
Do Nothing	Low	Feasible
Physical Stripping	Moderate to High <small>(no releases and no spreading, no volatilization)</small>	Feasible <small>(no paint destruction off)</small>
Chemical Stripping	High	Feasible <small>(no paint destruction off)</small>
Open Burning	Very High	Feasible <small>(no paint destruction off)</small>
Solidification / Stabilisation	Moderate to High <small>(off) that requires storage, handling, disposal</small>	Unknown <small>(off) that requires storage, handling, disposal</small>
Thermal Extraction	Moderate	Potentially Feasible <small>(no paint destruction off)</small>
Solvent Extraction	High	Feasible <small>(no paint destruction off)</small>
Vitrification	Moderate to High <small>(no paint destruction off, no releases and no spreading)</small>	Likely Feasible
Chemical Treatment	High <small>(no paint destruction off, no releases and no spreading)</small>	Feasible <small>(no paint destruction off, no releases and no spreading)</small>
Biological Treatment	Moderate to High	Unlikely <small>(over reasonable cost range)</small>
Incineration	Low to Moderate	Feasible
Landfills	Low	Feasible

Méthodes pour traiter directement les matériaux de construction

- **Incinération**
(peut également servir pour les résidus issus d'autres procédés)
- **Enfouissement**

Décharges - Études pertinentes

- Estimation de l'exposition à des résidus pelucheux d'automobile
 - 7,5x10⁶ livres de résidus pelucheux par année, répartis sur quatre hectares, dans le cas d'une décharge municipale non recouverte et non doublée, avec 50 ppm de BPC dans les résidus pelucheux
 - Inhalation hors des lieux 1,8*10⁻⁵,
 - Inhalation sur place 7,3*10⁻⁴,
 - Ingestion d'eaux souterraines 4,3*10⁻⁷
- Risque à vie 2,1*10⁻⁵, selon un taux de contamination de 10 ug/l pour des déchets en vrac contenant des BPC (US EPA - 1998)
- Etude d'ICF Inc. (pour l'US EPA) = Indéterminabilité des BPC dans le lixiviat de décharges de débris de construction et de démolition

Décharges

- Les BPC présents dans les peintures sont peu susceptibles de se lixivier ou de se volatiliser en quantités importantes,
- Les coûts sont raisonnables, et cette option présente les plus faibles coûts de transport.
- Les risques pour la santé et l'environnement sont gérables,
- Aucun risque lié à la manipulation de produits chimiques ou au rejet de gaz d'incinération.

Incinération

- Faisable - méthode expérimentée et éprouvée (rendement «sûr/neuf» - rejet dans l'air d'une certaine quantité de BPC)
- La destruction par unités mobiles comporte des coûts de mise en place élevés
- Contrat de TPSCG (1998) avec Swan Hills - (les prix vont donc varier)
- Boues contenant des BPC - 3 \$/kg
- Solides contenant des BPC - Béton, 3 \$/kg
- Solides contenant des BPC - Métaux 3 \$/kg
- Débris contenant des BPC - 2,10 \$/kg
- Transport = 1,59 \$/km (20 tonnes par chargement)

Décharges - Études pertinentes

- En Suède, 80 000 kg de scellants contenant de 10 000 à 18 000 kg de BPC ont été déposés dans une décharge municipale :
 - conception non étanche
 - recouverte d'une couche d'un type de sol non précisée, où poussent actuellement des herbes, des arbustes et des arbres
- la décharge laisse échapper annuellement environ un gramme de BPC (eaux souterraines, sol, lixiviat, évaporation depuis le recouvrement de sol)
- les environs ne présentent pas une concentration de BPC élevée (on a conclu que la plus grande partie des BPC demeurent dans la décharge;
- En Finlande, dans des décharges de déchets solides, la fourchette de lixiviation était inférieure à 0,025 µg/L (pour 50 décharges).
- Dans des décharges situées en Australie, que l'on peut raisonnablement soupçonner de contenir des BPC, on a constaté une faible lixiviation des BPC dans l'environnement local.

Étalon	Faible	Ne rien faire
Décapage physique	Moderé à élevé	Faible
Décapage chimique	Élevé	Faible
Brutage à l'air libre	Tres élevé	Faible
Stabilisation /	Moderé à élevé	Inconnu
Extraction	Moderée	Potentiellement favorable
Extraction par thermique	Élevé	Faible
Extraction par solvants	Moderé à élevé	Potentiellement favorable
Chimique	Élevé	Faible
Traitement biologique	Moderé à élevé	Peu probable
Incinération	Faible à modérée	Faible
Mise en décharge	Faible	Faible

Sommaire - Options pour l'élimination des BPC présents dans les peintures

Traitement chimique

- Nécessite vraisemblablement un enlèvement préalable des BPC de la matrice de peinture, pour qu'il y ait une bonne déchloration
- Risques accrus imputables à la manipulation de produits chimiques
- Il faut également considérer les risques et les coûts de l'enlèvement des BPC de la matrice de peinture
- potentiellement faisable
- coût très élevé, et disponibilité limitée
- nécessite un traitement (décapage)

Vitrification

- Il faudra vraisemblablement appliquer une combinaison de procédés aérobies et anaérobies, pour décomposer les micro-organismes ou détoxifier les composés organiques.
- Ne sera vraisemblablement efficace sur les boues qu'une fois que les BPC auront été enlevés de la matrice de peinture (c.-à-d. inefficace pour les matériaux en vrac).
- Méthode encore non éprouvée à grande échelle.
- Il est extrêmement improbable que ce procédé fonctionnera pour les matériaux recouverts de peintures additionnées de BPC.

Traitement biologique

Autres options pour la manipulation des matériaux de construction

- Incinération à ciel ouvert
- Fort risque de dispersion des BPC, et potentiellement de dioxines et de furannes
- Procédé incontrôlé
- Pratique inacceptable
- Solidification/stabilisation
- Technologie non éprouvée (et non susceptible d'être efficace avec des matériaux de construction)
- Nécessite le déchiquetage des matériaux de construction
- Cette méthode a peu d'avantages, puisqu'elle ne modifie pas sensiblement la lixivialité des BPC, et que ces derniers ne sont pas détruits (les BPC sont déjà dans une matrice solide). L'enfouissement demeure nécessaire.

Comment traiter les BPC résiduaires

- États de peinture, boues, BPC ajoutés à un solvant, BPC liquides
- Nécessité de transporter les déchets
- Options :
 - Traitement chimique
 - Traitement biologique
 - Vitrification
 - Enfouissement
 - Incinération

US EPA - Empilage sur place des BPCNL et des résidus de produits en vrac

- Durée d'entreposage limitée à 180 jours
- Pas de liquides libres
- Protéger la pile contre les précipitations et le ruissellement de surface
- Prévenir la dispersion par le vent
- S'assurer que d'autres réactions ne produisent pas de lixiviat
- Ajustement de la double et de la fondation
- Malgré l'absence de données permettant de quantifier la réduction du risque ... (les mesures) ... indiquées par l'USEPA sont uniquement des contrôles P2 » (Rapport de mai 1998)
- Cependant, solution temporaire et onéreuse

Options de concentration

- Lavage par solvants ou traitement thermique
- Méthode généralement onéreuse, comportant de lourds frais de mobilisation
- Réduit le volume à transporter et à détruire
- Nécessité de faire des essais de traitabilité
- Causera probablement une mobilisation des BPC hors engendrés par la manipulation
- Peut nécessiter le déchiquetage ou le traitement des matériaux de construction
- La destruction des BPC demeure nécessaire.

Elimination des BPC contenus dans la peinture - cheminement des matériaux

- On recense les matériaux enduits de peinture contenant des BPC (>50 ppm)
Ensuite
On enlève la peinture, ou les matériaux de construction peints
Ensuite
On élimine directe les matériaux de construction, ou l'on concentre les BPC en une boue
Ensuite (si nécessaire)
Destruction ou mise au rebut des éclats de peinture, des résidus ou des boues contenant des BPC

Décapage physique de la peinture

- Ne permet pas d'enlever 100 % de la peinture; il reste donc un certain risque résiduel.
- Il est difficile de confiner les « poussières » durant les opérations d'enlèvement, et les « poussières » représentent une substance plus risquée.
- Forte exposition des travailleurs à la poussière durant les opérations d'enlèvement, mais contrôlable par des méthodes adéquates de santé-sécurité professionnelles.
- Les méthodes anti-poussière classiques engendreront certains débris de construction.
- Cette méthode peut être onéreuse et nécessite une formation spécialisée.

Décapage chimique de la peinture

- Peut être fait sur place ou dans des cuves d'immersion
- Le dichlorométhane (DCM) est une substance visée par le programme ARET (et sera réglementée par la LCPE (Annexe I))
- Les produits caustiques sont d'usage difficile, moins efficaces, nécessitent de grandes quantités et ne fonctionnent pas en température froide
- Cette technique accroît considérablement le volume global de déchets à manipuler
- Nombreux risques associés à la manipulation des produits chimiques et des déchets chimiques; de plus, il faut extraire les BPC de la matrice, ce qui accroît les risques d'exposition

Meilleures méthodes d'enlèvement

- Décapage par voie humide
 - Remplacement des composantes de construction
 - Sabluses électriques avec dispositifs de filtration à haute efficacité contre les particules
 - Équipement de grenaillage à vide avec dispositifs de filtration à haute efficacité contre les particules
 - Pistolet à pointeau avec dispositifs de filtration à haute efficacité contre les particules
 - Certaines méthodes d'enlèvement chimique
 - **NON RECOMMANDÉS : PISTOLETS À AIR CHAUD ou dichlorométhane**
- (selon une étude faite pour l'enlèvement de la peinture au plomb)

Risques de la désaffectation

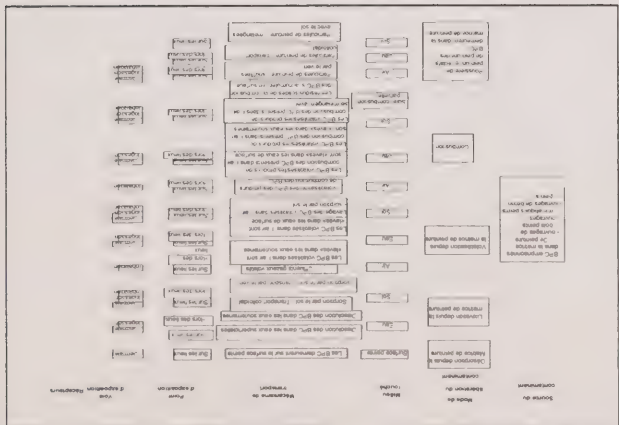
- Risques acceptables, avec les procédures établies
(Étude du CN sur les wagons et études américaines)
- Équipement personnel de sécurité habituel, y compris des respirateurs
- Le confinement des poussières et des éclats nécessite certaines précautions et des efforts particuliers

Est-ce que « ne rien faire » pose un risque?

- Généralement « non »
 - La peinture demeure dans la matrice de peinture
 - Des études allemandes, suisses et américaines indiquent toutes que les BPC non liquides présents dans les peintures ne posent aucun risque important du point de vue de la santé-sécurité au travail
 - Faible risque posé par la dégradation des éclats de peinture et la combustion
- Le « confinement sur place » réduit peu le risque, puisque le contact dermal est une voie de pénétration négligeable, sauf lors des opérations de confinement de la peinture qui s'écaille et qui s'altère!

Analyse des options pour l'élimination des BPC contenus dans les peintures - Objectif

Présenter de manière comparative la faisabilité technique de diverses options d'élimination ou de gestion des déchets associés aux BPC présents dans les peintures, et leurs risques qualitatifs.

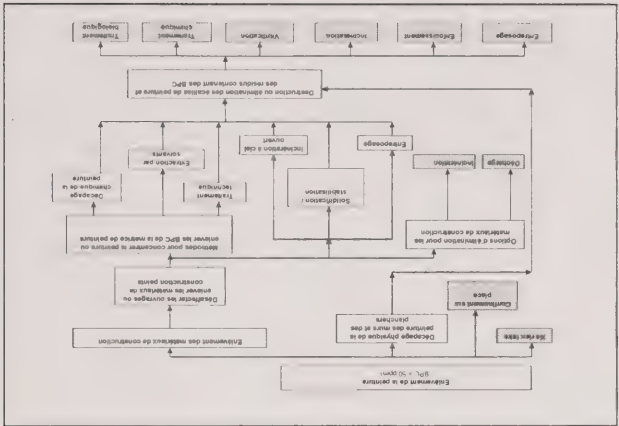


Voie de pénétration : inhalation atmosphérique

- Les BPC sont normalement présents en concentrations ambiantes dans l'air intérieur et extérieur.
- Il peut y avoir volatilisation depuis la matrice de peinture, mais non en quantités importantes.
- Comparativement à l'apport alimentaire quotidien, il n'y a pas de risque pour la santé. (Étude suisse, 1993)
- La majorité des études américaines sur les BPC présents dans la peinture excluent cette voie de pénétration.
- « Selon les échantillons d'air prélevés (32 échantillons), on n'a détecté ni de congénères de BPC évaporés, ni de particules atmosphériques de BPC non liquides. (Étude menée pour la US Air Force en octobre 1997)

Voie de pénétration : contact superficiel (contact dermal)

- Le récepteur doit entrer directement en contact avec la surface, une partie des BPC présents en surface pouvant être transférés sur la peau (adsorption dermale et ingestion d'une certaine quantité de BPC).
- Dans 82 % des échantillons prélevés par frottoirs, on obtenait un niveau d'indétectabilité quant aux matières reconnues contenir des BPC, dans les échantillons globaux.
- Les résultats élevés obtenus pour les autres échantillons par frottoirs ont été attribués à la déposition de vapeur ou à des états provenant de peinture en dégradation.
- Considérant la majorité des utilisations de la peinture (c-a-d. industrielles), l'ingestion ne pose généralement pas un risque.



Voie de pénétration : ingestion de poussière

- Écaillage et altération des surfaces peintes.
- Les contaminants pénètrent dans le canal digestif par le contact main-bouche et par la contamination de la nourriture.
- Les principaux mécanismes de dégradation pour la peinture sont l'exposition aux rayons UV et les dégâts matériels (p. ex. usure, endommagement, expansion et contraction du substrat).

- ou moulé, peintures/verniss/cires ou autres revêtements ou scellants appliqués et séchés, agent de calfeutrage, amiante, débris de démolition de construction non liquides, déchets de produits en vrac des BPC non liquides et provenant du déchiquetage d'automobiles ou d'appareils électroménagers dont on a enlevé les petits condensateurs contenant des BPC, ii) autres déchets de produits en vrac contenant des BPC et qui, après avoir été échantillonnés en accord avec les protocoles, présentent des concentrations de lixiviat de BPC <10 µg/L.
- Voir les pages 35 411, 35 451 pour une discussion plus approfondie.
- c) *Élimination basée sur le risque* (pages 35 411-35 412, 35 452) ou
- d) *Élimination comme recouvrement de décharge quotidien ou plate-forme routière* (pages 35 452, 35 412)

9.0 Réglementation internationale d'intérêt particulier pour les BPC

- Dans une décharge, les risques pour la santé et l'environnement sont gérables.
- Aucun risque posé par la manipulation de produits chimiques ou le rejet de gaz d'incinération.
- Les coûts sont raisonnables, et les frais de transport sont de loin les moins élevés parmi toutes les options.

- Autre méthode d'élimination approuvée en vertu de la partie 761.60.
- Méthode conforme aux dispositions sur la décontamination prévues en 761.79.
- Pour les surfaces métalliques en contact avec des BPC, méthode conforme aux dispositions sur la décontamination thermique prévues en 771.69(c)(6).
- Procédé conforme à une approbation coordonnée pour l'élimination de BPC (visée par la Toxic Substances Control Act (TSCA)), sous le régime de la partie 771.77.

ou

b) L'enfouissement dans une décharge de déchets solides

L'EPA américaine a prévu deux options différentes pour l'enfouissement des déchets en vrac contenant des BPC. Les déchets en vrac contenant des BPC, étroitement liés à la matrice des déchets, ainsi que les déchets en vrac présentant un taux de lixivabilité $< 10 \text{ } \mu\text{g/L}$, peuvent être enfouis dans des décharges municipales ou non municipales. Quant aux déchets en vrac contenant des BPC non liés à une matrice solide, ils peuvent être versés dans des décharges où l'on peut séparer les déchets des liquides organiques (qui pourraient mobiliser les BPC) et recueillir et analyser le lixiviat issu de la cellule d'enfouissement. Il n'est pas toujours nécessaire de déterminer la teneur en BPC du lixiviat provenant des déchets en vrac.

• Décharges municipales de déchets non dangereux : i) plastiques (matière isolante de fils ou de câbles; boîtiers de radio, de télévision ou d'ordinateur; pièces de véhicules automobiles; lamines d'amoulement), pièces et composantes de caoutchouc préformé

a) L'élimination basée sur l'efficacité, qui peut se faire par l'une ou l'autre des options suivantes :

- Incinération dans un incinérateur approuvé en vertu de la partie 761.70.
- Enfouissement dans une décharge de déchets chimiques approuvée en vertu de la partie 761.75.
- Enfouissement dans une décharge de déchets dangereux autorisée par l'EPA en vertu de l'article 3004 de la Resource Conservation and Recovery Act (RCRA), ou autorisée par un État sous le régime de l'article 3006 de la RCRA.

- préparation des déchets, un mécanisme d'alimentation des déchets, une étape de combustion (chambres de combustion primaire et secondaire), des unités de traitement des cendres résiduelles et des cendres volantes, des appareils de traitement des émissions atmosphériques (épurateur humide), des échangeurs de chaleur et des cheminées d'évacuation.
- On peut utiliser des incinérateurs fixes ou mobiles, le choix étant souvent déterminé par le coût des opérations et le volume de matières à traiter sur place.
- Il s'agit d'une technologie applicable, à l'efficacité démontrée et éprouvée (rendement « six-neuf »).
- Cependant, elle libère dans l'air de faibles quantités de BPC (rejet d'un mg par kg de BPC traité).
- Les coûts sont raisonnables (IPSGC, 1998) :
 - Boues contenant des BPC - 3 \$/kg
 - Solides contenant des BPC - Béton, 3 \$/kg
 - Solides contenant des BPC - Métaux, 3 \$/kg
- Déchets contenant des BPC - 2,10 \$/kg
- Les frais de transport peuvent être très élevés, soit 1,59 \$/km (20 tonnes par chargement)
- L'incinérateur peut accueillir les déchets de construction, mais un certain traitement peut s'avérer nécessaire (p. ex., les découper en plus petits tronçons).
- Les coûts de mobilisation des incinérateurs mobiles sont élevés.

8.2 Mise en décharge

- Étude de l'EPA américaine — Évaluation des risques pour un scénario de la pire éventualité, dans le cas de déchets en vrac contenant des BPC.
 - Estimate of Exposure from Automotive Shedder Fluff*, note de service de l'EPA américaine, 16 août 1988.
 - 7,5 x 10⁶ livres de débris pelucheux par année, répartis sur quatre hectares dans une décharge municipale non recouverte et sans revêtement, avec une
- Étude de l'EPA américaine — Évaluation des risques pour un scénario de la pire éventualité, dans le cas de déchets en vrac contenant des BPC.
 - Estimate of Exposure from Automotive Shedder Fluff*, note de service de l'EPA américaine, 16 août 1988.
 - 7,5 x 10⁶ livres de débris pelucheux par année, répartis sur quatre hectares dans une décharge municipale non recouverte et sans revêtement, avec une
- Concentration de 50 ppm de BPC dans les débris pelucheux.
 - Exemple des risques pour la santé humaine :
 - Inhalation hors des lieux 1,8*10⁻⁵
 - Inhalation sur les lieux 7,3*10⁻⁴
 - Ingestion d'eaux souterraines 4,3*10⁻⁷
 - Risque à vie 2,1*10⁻⁵ selon un taux de contamination de 10 µg/l (Versar, 1998).
- D'après des données de surveillance portant sur des décharges australiennes que l'on soupçonne de contenir des BPC provenant d'un enfouissement antérieur de matériel contenant des BPC, les BPC sont peu susceptibles de se lixivier dans l'environnement (Wastes Monitoring of PCBs in Australia, septembre 1998, National Advisory Body on Scheduled Wastes, ministère australien de l'Environnement).
- Dans des décharges de déchets solides aménagées en Finlande, la concentration moyenne de BPC dans les décharges (sources liquides) variait de 0,002 à 0,16 µg/kg (pour 24 décharges), et la valeur maximale enregistrée était de 0,47 µg/kg. Le lixiviat présentait une teneur moyenne de BPC inférieure à 0,025 µg/L (pour 50 décharges), soit une concentration inférieure au seuil de détection, alors que la concentration maximale atteignait 7,6 µg/L. (Environmental impacts of hazardous wastes in landfills, numéro 67, série A de la Commission nationale des eaux et de l'environnement, Timo Assmuth *et al.*).
- Dans le sud de la Suède, entre 1966 et 1972, 80 000 kg de scellants contenant entre 10 000 et 18 000 kg de BPC ont été versés dans une décharge municipale qui n'était pas de conception étanche; elle était recouverte d'une couche d'un type de sol non déterminé, où poussaient actuellement des herbes, des arbustes et des arbres. Seulement un gramme de BPC environ par année s'échappe de la décharge (eaux souterraines, sol, lixiviat et évaporation depuis la couverture du sol).
- Comme la concentration de BPC aux

molécules organiques les atomes de chlore des BPC. Un exemple de procédé de déhalogénéation chimique est la décomposition par catalyse basique, habituellement employée à l'aide d'unités mobiles, ce qui en fait une option de rechange efficace et relativement peu onéreuse pour traiter aussi bien les matériels (transformateurs, par exemple) que les sols et les sédiments contaminés par les BPC. On peut utiliser comme donneurs d'hydrogène l'hydroxyde de sodium, le bicarbonate de sodium ou des hydrocarbures aliphatiques. La décomposition par catalyse basique peut traiter presque toute concentration de BPC; des recherches en laboratoire indiquent que ce procédé ne produit pas de dioxines et de furannes chlorés, et qu'il peut en réduire considérablement la teneur. Les produits résiduels peuvent généralement être rejetés, après analyse, dans une installation de traitement publique (eau et condensé) ou dans une usine municipale de traitement des boues (bonnes décontaminées).

- C'est un procédé relativement complexe, où la manipulation de combustibles et de produits chimiques peut donner lieu à des risques opérationnels et environnementaux. Ce procédé exige au départ l'application d'une méthode d'extraction, ce qui nécessite une infrastructure, engendre d'importants surcoûts et augmente les risques. Il y a donc les risques posés par les opérations d'extraction ou de concentration, et ensuite ceux associés au traitement chimique.

La biorestauration consiste à utiliser des micro-organismes pour décomposer ou déttoxiquer des composés organiques. La biorestauration des congénères faiblement chlorés donne de meilleurs résultats dans des conditions aérobies (en présence d'oxygène), mais la déchloration des congénères fortement chlorés nécessite des conditions anaérobies. Dans les cas des BPC, on devra probablement recourir à une combinaison de procédés aérobies et anaérobies.

7.2 Traitement biologique

- On n'a repéré aucune technique industrielle de biorestauration permettant de biodégrader les BPC à une grande échelle. Cette option ne donnera vraisemblablement de bons résultats que sur les boues, une fois les BPC enlevés de la matrice de peinture (autrement dit, elle ne fonctionnera pas sur les matériaux en vrac). Il est très peu probable que ce procédé serait efficace sur les matériaux en vrac contenant des BPCNL.
- ### 7.3 Techniques de vitrification
- La vitrification consiste à employer des électrodes pour chauffer et faire fondre les sols ou les sédiments contaminés par des matières organiques, inorganiques ou radioactives, de façon à obtenir au refroidissement un résidu rigide et vitreux. Les températures atteintes varient entre 1 000 et 2 000 °C. Normalement, le volume du produit résultant est de 20 à 45 % inférieur au volume initial des déchets. Les BPC sont détruits par les hautes températures atteintes durant l'opération. Il faut généralement recourir à des dispositifs de collecte des effluents gazeux (p. ex., tentes ou hottes). En outre, les effluents d'épuration et les autres composantes du procédé pourraient nécessiter des opérations supplémentaires de traitement ou d'élimination.
 - Il faudra déchiqueter les matériaux, mais les débris de construction ne se prêtent vraisemblablement pas à la vitrification.
 - Aux États-Unis, l'EPA a approuvé un système de vitrification pour le traitement à l'échelle commerciale des sols et des sédiments contenant des BPC.
- ## 8.0 Méthodes d'élimination directe des matériaux de construction
- ### 8.1 Incinération
- L'incinération est la méthode habituelle de destruction des BPC, ayant une efficacité de l'ordre de 99,9999 %. Elle permet de volatiliser à haute température et de détruire les contaminants organiques présents dans les solides et les liquides. Le procédé comprend généralement une étape de

6.0 Concentration des peintures ou des BPC

6.1 Traitement thermique/extraction par solvants

- L'extraction par solvants et la désorption thermique ne détruisent pas les déchets, mais séparent physiquement les contaminants dangereux des solides, ce qui réduit le volume de déchets dangereux à traiter.
- Dans la désorption thermique, on recourt à des températures élevées pour séparer physiquement les contaminants volatils et des semi-volatils des sols, des sédiments et des boues. Normalement employée dans des unités mobiles, cette option présente généralement un bon rapport coût/efficacité pour les déchets contenant jusqu'à 10 % de matières organiques et au moins 20 % de solides. Ce procédé suppose la manipulation de matériaux, une désorption, l'enlèvement des particules et le traitement des effluents gazeux. Comme la désorption thermique concentre les BPC, les BPC résiduelles qui en résultent peuvent présenter une concentration supérieure à 50 ppm, une teneur qui fait l'objet d'autres exigences réglementaires (p. ex., notification, transport, rédaction d'un manifeste, entreposage, élimination).
- La manipulation des matières peut entraîner des restrictions d'ordre matériel, et il faudra peut-être déchlorurer les matériaux.
- Dans l'extraction par solvants, on se sert d'un produit chimique organique comme solvant pour collecter et concentrer le contaminant. Ce procédé nécessite la préparation du milieu, l'extraction des contaminants, la séparation des solvants et du milieu, la collecte des contaminants et le recyclage des solvants. Le contaminant ainsi extrait nécessite un traitement ultérieur.
- Ces procédés seraient probablement efficaces pour les peintures, mais des études de traitabilité seront nécessaires.
- Ces unités entraînent, pour le traitement sur place, de forts coûts de mobilisation qui peuvent être prohibitifs.
- Cette solution est relativement onéreuse et nécessite quand même une destruction ultérieure des BPC résiduelles, qui présentent

6.2 Décapage chimique de la peinture

- Le dichlorométhane (DCM) est le décapant chimique le plus efficace, mais il s'agit d'une substance visée par le programme AREF, qui sera réglementée en vertu de la LCPE (Annexe 1).
- Les produits caustiques d'usage difficile, moins efficaces, nécessitent de plus grandes quantités et ne donnent pas de bons résultats en température froide.
- Cette solution accroît considérablement le volume global de déchets à manipuler, qui seront maintenant sous forme liquide (ce qui accroît considérablement les risques associés à la manipulation).
- On peut décapier chimiquement la peinture des murs, ou encore amener les matériaux des bâtiments désaffectés pour les décaper dans une cuve de trempage centralisée, ce qui atténuerait les risques posés par la manipulation de produits chimiques (mais engendrerait des frais et des risques de transport).
- La manutention des matières organiques ou des produits chimiques caustiques engendre elle-même des risques élevés.
- Le DCM libérera les BPC de la matrice de peinture, ce qui accroîtra la mobilité des contaminants et, ainsi, le risque d'exposition. Les boues résultant du décapage devront quand même être détruites ou traitées.

7.0 Traitement des boues de BPC ou des écaïles de peinture

- Souignons que ces options de traitement s'accompagnent de tous les risques liés à la désaffectation des bâtiments, à la concentration des BPC en boues et/ou à la libération des BPC de la matrice de peinture. D'où les risques associés aux opérations d'extraction ou de concentration, et ensuite aux activités de traitement et de transport.
- **7.1 Traitement chimique**
Cette méthode consiste à employer des réactions chimiques pour détacher des

par l'EPA des E.-U. sont uniquement des contrôles P2 » (Assessment of Risk Associated with PCB Disposal Amendments, 11 mai 1998, Versar Inc.). Les mesures suivantes sont prévues pour l'« Empilage sur place des BPCNL et des résidus de produits en vrac » : limitation de la durée d'entreposage à 180 jours; pas de liquides libres; protection de la pile contre les précipitations et le ruissellement de surface; prévention de la dispersion par le vent; prévention d'une lixiviation résultant d'autres réactions; aménagement d'un revêtement et d'une fondation adéquats.

5.3 Incinération à ciel ouvert

- L'incendie (accidentel ou provoqué intentionnellement dans le cadre de la désaffectation) du bâtiment lui-même ou une incinération à ciel ouvert des déchets de démolition engendre le brûlage à ciel ouvert des BPCNL. Même si l'incinération à ciel ouvert et la destruction par le feu ne sont pas des pratiques courantes, on continue de signaler (occasionnellement) de tels cas d'incinération, tandis que le risque d'incendie accidentel est faible.
- Si les matériaux prenaient feu, il en résulterait probablement une décomposition des peintures, de même qu'une décomposition partielle des BPC qui y sont contenus. La combustion de BPC à des températures inférieures à 870 °C entraîne la libération d'une quantité sensiblement plus importante d'intermédiaires dangereux sur le plan toxicologique, spécialement certains furannes et dioxines.
- Cependant, dans le cas de l'incendie survenu en 1990 sur le USS Thomas Edison, on a prélevé des échantillons dans un secteur que l'on savait contenir des BPC non liquides, et l'on n'a constaté aucune libération importante de BPC, de dioxines ou de furannes.
- Le risque d'incendie est très faible, tout comme le risque de contamination à la suite d'un incendie. (Operational Tech, 1996)

- ### 5.4 Solidification/stabilisation et scelllement des matériaux
- La stabilisation des déchets consiste à ajouter aux déchets un agent liant (ciment Portland, poussière de four à ciment ou cendres volantes), pour encapsuler les BPC et ainsi convertir les contaminants en une forme moins soluble, moins mobile ou moins toxique. Quant à la solidification des déchets, il s'agit d'ajouter aux déchets un agent liant pour encapsuler les contaminants dans une matière solide. Ces deux technologies réduisent la mobilité des BPC, mais sans les concentrer ni les détruire. Ces procédés nécessitent habituellement l'excavation du sol ou des sédiments, l'enlèvement des débris surdimensionnés, le mélange des déchets avec l'agent liant et l'eau, et éventuellement un traitement des effluents gazeux. Le mélange ainsi obtenu peut alors être mis au rebut dans des contenants (p. ex., des barils de 55 gallons), ou dans des cellules ou des tranchées creusées sur place, ou bien il peut être réutilisé comme matériau de construction (sous réserve des approbations nécessaires), ou encore injecté dans le sous-sol.
 - La stabilisation/solidification n'est pas considérée comme une technologie éprouvée pour l'élimination des BPC, car son efficacité pour les BPC présents dans le sol et les sédiments n'est pas concluante.
 - Ce procédé a peu d'avantages, puisqu'il ne modifie pas sensiblement la lixivilité et qu'il ne détruit pas les BPC (les BPC étant déjà dans une matrice solide).
 - De la même façon, le trempage en cuve ou le scelllement des matériaux n'en modifierait pas la lixivilité.
 - Il faudrait déchiquter les matériaux, ce qui accroîtrait le risque de transport par les poussières et d'ingestion.
 - Les matières résultantes contiendraient quand même des BPC, et le volume à traiter serait plus élevé.

4.0 Enlèvement de la peinture

4.1 Ne rien faire/Confinement sur place

- Selon des études menées au Royaume-Uni (PCBs Indoor Air Contamination Due to Thiokol-Rubber Sealants in an Office Building, Chemosphere, Vol. 25, 1992, Heinzow, B. et al., en Suisse (Mengen, 1993) et par l'US Air Force (Parsons 1997) et l'US Navy (Operational Tech, 1996), un usage continu ne pose pas de risque important. Le « confinement sur place » réduit peu le risque, puisque le contact cutané est une voie de pénétration négligeable (sauf lors des opérations de confinement de la peinture qui s'écaille et se dégrade).

4.2 Décapage physique de la peinture

- On doit réaliser que cette méthode n'enlèvera pas 100 % de la peinture, et qu'il restera un certain risque résiduel.
- Dans certains cas (p. ex. en milieu nordique et pour les ouvrages préfabriqués), les panneaux sont peints des deux côtés, ce qui nécessitera un certain démantèlement; les techniques classiques produiront certains débris.
- Les opérations d'enlèvement engendrent une forte exposition à des poussières contenant des BPC, mais on peut l'atténuer par des méthodes adéquates de santé-sécurité au travail.
- Il est très difficile (mais possible) de confiner et de nettoyer les « poussières ».
- Le décapage contrôle des peintures peut s'avérer onéreux, et cela nécessite un matériel et une formation spécialisés.
- L'augmentation de la quantité de poussière ingérée entraîne une hausse marquée de l'exposition (en outre, la poussière elle-même peut présenter un danger).

Meilleures méthodes d'enlèvement

- Décapage par voie humide
- Remplacement des composantes de construction
- Dispositifs de confinement (nécessite quand même la prise en compte de la volatilité des BPC présents dans la peinture)

5.0

Traitement des matériaux de construction

5.1 Risques de la désaffectation

- Les risques sont généralement acceptables, quand on respecte les procédures établies (diverses études canadiennes et américaines). Voici quelques-unes des mesures de santé-sécurité au travail à appliquer pour réduire les risques (lettre de Travail Canada aux Travaillleurs canadiens de l'automobile concernant les peintures recouvrant les wagons, 13 novembre 1991) :
- un masque à haute efficacité avec un facteur de protection de 50 (filtres à grande efficacité et cartouches de vapeur organique pour les concentrations de peinture supérieures ou équivalentes à 50 ppm);
- formation de la main-d'œuvre; gants, protection antipoussière et équipement de protection personnel adéquat.

5.2 Entreposage

- Il s'agit uniquement d'une option de gestion temporaire, dont on peut atténuer les risques si l'on déploie les efforts adéquats et l'on effectue une surveillance suffisante (avec les frais qui en découlent).
- « Malgré l'absence de données permettant de quantifier la réduction du risque... (les mesures) ...indiquées

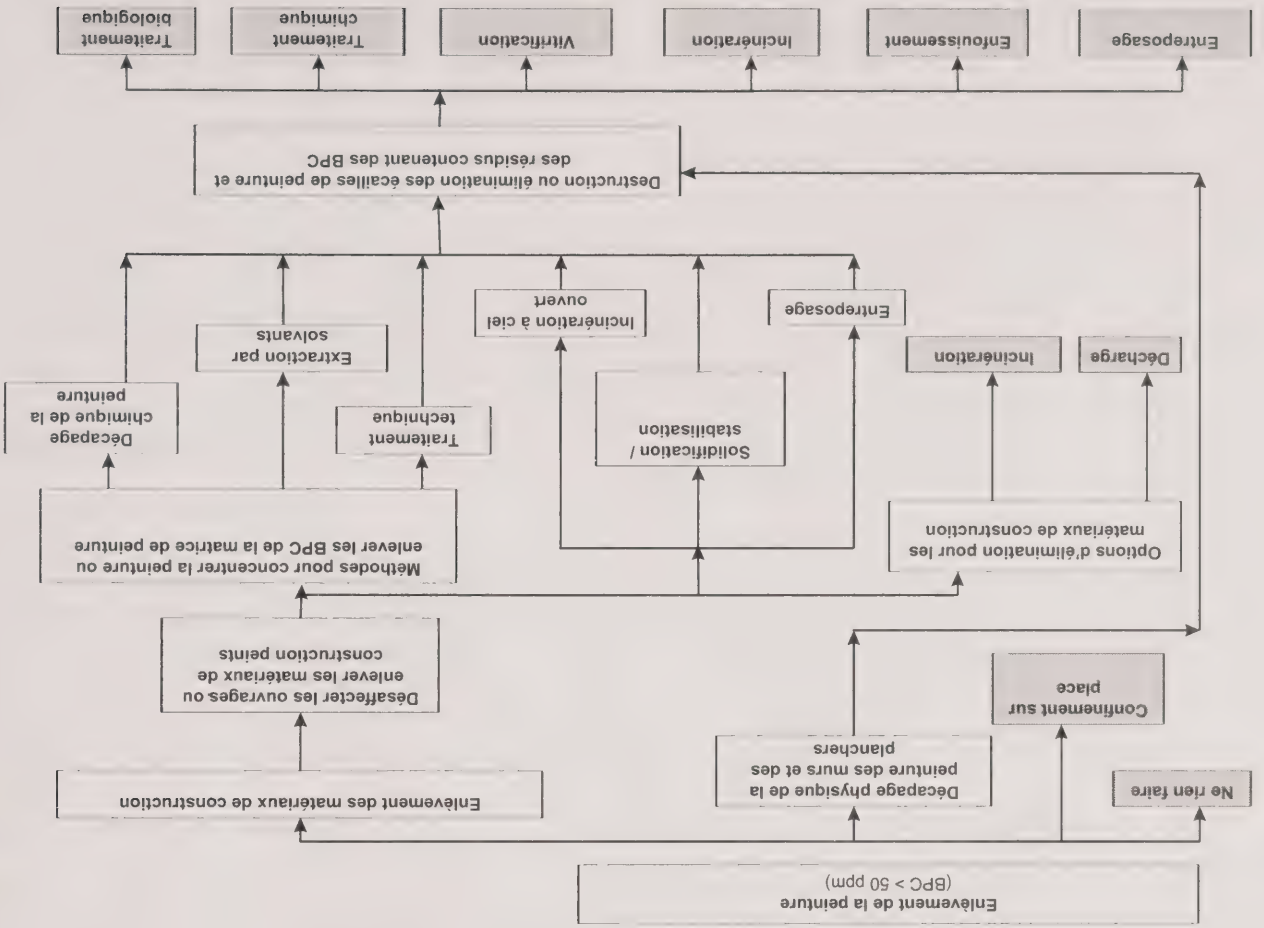


FIGURE 2 Organigramme des options pour l'élimination des BPC présents dans les peintures

3.0 Discussion des options

2.3 Contact superficiel – contact par voie

- Les peintures sont généralement employées de façon telle que l'ingestion ne pose pas de risque (p. ex., en milieu industriel); ce risque peut être encore plus réduit par l'adoption de méthodes de manipulation adéquates.
- Dans 82 % des échantillons prélevés par frottis, on obtenait un niveau d'indétectabilité pour les matières reconnues contenir des BPC. (Parsons, oct. 1997)
- Selon des études américaines (Parsons - oct. 97 et Risk Assessment of PCBs On-Board Navy Ships, déc. 96, Operational Technologies Corp.), le contact cutané ne pose pas de risque particulier.
- Les résultats élevés obtenus pour les autres échantillons par frottis ont été attribués à la déposition de vapeur ou de liquide (il y a déjà eu une source liquide), ou à des écailles provenant de peinture en dégradation.
- 2.3 Contact superficiel – contact par voie cutanée**
- Le récepteur doit entrer directement en contact avec la surface; il faut alors qu'une certaine quantité de BPC présents en surface adhèrent à la peau, et soient ensuite ingérés ou disponibles pour le contact cutané.

ÉLIMINATION DES BPC CONTENUS DANS LES PEINTURES — ANALYSE DES OPTIONS

Présenté par Mike Fowler

(Synopsis et exposé)

1.0 Objectif

Présenter les diverses options techniques existant pour l'élimination ou la gestion des débris de démolition associés aux matériaux enduits de peinture contenant des BPC, avec discussion d'un modèle de risque conceptuel et de la faisabilité technique des différentes options d'élimination ou de traitement. Les BPC ajoutés aux peintures constituent une source de BPC non liquides, ou BPCNL.

2.0 Risques d'exposition

Une fois qu'une peinture contenant des BPC (source de BPCNL) a séché et durci sur une surface, les BPC se lient à la structure de la peinture. Le degré de risque global sera déterminé à la fois par le potentiel de biodisponibilité des BPC pour absorption par des organismes vivants, et la possible lixiviation des BPC dans l'environnement.

2.1 Inhalation atmosphérique

- Il semble peu probable qu'il y ait désorption de la matrice de peinture de BPC en phase pure, puisque les BPC sont liés dans la structure de la peinture. Par leur nature même, les BPC sont peu volatils et une déperdition des BPC liés dans la matrice de peinture semble peu vraisemblable. Cependant, selon des expériences initiales menées à l'Université de la Colombie-Britannique, certains BPC à faible teneur en chlore ajoutés à des peintures pourraient se volatiliser à 70 °C (une température supérieure aux conditions normales). (Cullen et Reimer, Env. Sci. & Tech, Vol. 31, 1997)

2.2 Ingestion de poussières

- Les surfaces peintes qui s'écaillent et se décomposent peuvent libérer des poussières qui représentent un danger.
 - Pour la peinture, le principal mécanisme de dégradation est l'exposition aux rayons ultraviolets; l'usure et l'altération constituant le second mécanisme d'importance. À noter que l'exposition aux rayons UV dans l'Arctique a été jugée trop faible pour dégrader significativement la peinture (commentaire formulé par Ashton en 1998 au sujet de l'étude NCR).
 - Les BPCNL pénètrent dans le canal digestif par le contact main-bouche et par la contamination de la nourriture.
- Les BPC sont présents en concentration ambiante dans l'air extérieur et intérieur (à l'intérieur, parfois en concentrations de plusieurs ordres de grandeur supérieures). Comparativement à l'absorption quotidienne de BPC présents dans la nourriture, les BPCNL ne font pas peser un risque grave sur la santé. (PCB aus dauerelastischen Dichtungsstoffen in schweizerischer Innenraumluft, Mitt. Gebiete Lebsnm. Hyg., 84, jan. 93, Mengon, W.).
 - Certaines études américaines sur les BPCNL excluent cette voie, qu'elles jugent négligeable.
 - « Selon les échantillons d'air prélevés (32 échantillons) ... on n'a détecté ni de congénères de BPC évaporés, ni de particules atmosphériques de BPC non liquides. » (Risk Assessment of PCB in Non-Liquid Materials... various Air Force Bases, oct. 97, Parsons Engineering Science Inc.).

US EPA - Déchets en vrac contenant des BPC

- ≥ 50 ppm de BPC
- Déchets en vrac ou débris non liquides
- Déchiquetage des automobiles ou des électroménagers
- Plastiques – matériel isolant des fils, laminés utilisés dans des meubles, etc.
- Matériel d'emballage des ballasts d'éclairage

Exemples de substances répondant aux critères de la Voie 1

- hexachlorobenzène
- mirex
- BPC
- dibenzodioxines polychlorées
- dibenzofurannes polychlorés
- toxaphène

Exigences de l'US EPA

- Selon l'efficacité – incinérateur, décharge de déchets chimiques, décharge de matières dangereuses, décontamination thermique
- Décharges municipales – plastiques, débris, résidus de déchiquetage ou autres matières qui produisent un lixiviat de < 10 ug/L
- Décontamination basée sur le risque
- Mise au rebut sous forme de recouvrement de décharge quotidien

- G) Futures modifications réglementaires
- Règlement sur les biphényles polychlorés – 1999
 - Cessation graduelle de l'emploi des BPC dans les endroits vulnérables d'ici 2000
 - Cessation graduelle de toutes les utilisations pour 2008
- Règlement sur le stockage des matériaux contenant des BPC – 2001
- entreposage interdit après 2010

- Objectifs de gestion des substances toxiques (Politique fédérale et Politique du CCME)
- Quasi-élimination de l'environnement, selon des critères socio-économiques pour les substances toxiques, persistantes, bio-accumulables et artificielles (Voie 1)
 - Prévention ou réduction des émissions de substances toxiques par l'application d'une gestion du cycle de vie (Voie 2)

- F) ALENA, CEE-ONU et PNUE
- ALENA – Programme d'action régional (déc. 1996)
- élimination graduelle de l'utilisation des BPC
 - sites vulnérables d'ici l'an 2000
 - limitation des périodes d'entreposage
 - approbation des équipements de traitement et de destruction

- ALENA, CEE-ONU et PNUE (suite)
- CEE-ONU (Juin 1998)
- élimination graduelle de l'utilisation des BPC
 - toutes les utilisations d'ici 2010
 - destruction pour 2015
 - limites d'émission selon les meilleures techniques existantes
- PNUE : sera achevé dans deux ans

- Règlement sur le transport et la destruction des BPC au moyen d'unités mobiles
- Air
- particules – 50 mg/m³
 - BPC – 99,9999%
 - Dioxines et furannes – 12 ng/m³
- Liquides
- BPC - 5 ug/L, 2 mg/kg dans l'huile
 - Dioxines et furannes – 0,6 ng/L
- Solides
- BPC - 0,005 mg/kg
 - Dioxines et furannes – 1 ug/kg

- Règlement sur l'entreposage des matériaux contenant des BPC - 1992
- Problème avec l'Arrêté d'urgence et les règlements provinciaux
 - 100 L ou plus de liquides
 - 100 kg ou plus de solides
 - normes de stockage
 - accès aux sites
 - protection contre les incendies
 - étiquetage
 - exigences relatives à la tenue de dossiers et à la présentation de rapports

RÉGLEMENTATION FÉDÉRALE ET LIGNES DIRECTRICES DU CCME SUR LES MATIÈRES RÉSIDUAIRES CONTENANT DES BPC

Présenté par Dave Campbell
(Exposé)

Réglementation fédérale et Lignes directrices du CCME sur les matières résiduelles contenant des BPC

A) Contexte/Historique
1. Loi constitutionnelle (1867)
a) Pouvoirs fédéraux
b) Pouvoirs provinciaux
c) Efforts fédéraux-provinciaux - CCME
1968 - Incident impliquant des BPC au Japon
1973 - Appel de l'OCDE en faveur de restrictions sur les BPC
2. 1977 - Règlement sur les biphényles chlorés
3. 1979 - Déversement de chlore à Toronto

Historique (suite...)

9. 1988 - Adoption de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (LCPE)
- Incendie de Saint-Basile-le-Grand
- Arrêté d'urgence concernant le stockage des déchets contenant des BPC
11. 1989 - Signature de la Convention de Bâle
- Règlement sur le transport, la destruction et l'interdiction de l'exportation de BPC (Canada et États-Unis)
12. 1990
13. 1991 - Règlement sur les biphényles chlorés, adopté en vertu de la LCPE

B) Règlements sur les BPC et Règlement n° 1 sur les biphényles chlorés de 1977/1985/1991

1929 - Début de la fabrication de BPC
1968 - Incident au Japon - première alerte
1971 - Monsanto met fin à l'emploi / transformateurs et condensateurs
1973 - Appel de l'OCDE en faveur de restrictions / transformateurs et condensateurs
1977 - Le Règlement n° 1 sur les biphényles chlorés interdit l'utilisation / transformateurs et condensateurs
1980 - modification - restriction aux transformateurs et aux condensateurs avant 1980

Historique (suite...)

4. 1985 - Adoption de la *Loi sur le transport des marchandises dangereuses*
- Définition des déchets dangereux
5. 1985 - Déversement de BPC (Kenora)
- Plans d'action du CCME sur les déchets dangereux et les BPC
7. 1986/1990 - Adoption des lignes directrices du CCME sur le transport, la destruction et la gestion
8. 1986 - Entente Canada-États-Unis

Historique (suite...)

14. 1992 - Adoption du Règlement sur l'exportation et l'importation des déchets dangereux et du Règlement sur le stockage des BPC
15. 1995 - Politique de gestion des substances toxiques
16. 1995 - Protocoles du CCME sur les transformateurs contenant des BPC
17. 1997 - Interdiction de l'exportation de BPC (Canada-É.-U. autrement que pour l'enfouissement)
18. 1998 - Adoption par le CCME de la Politique sur la gestion des substances toxiques

Règlement sur les biphényles chlorés 1977/1985/1991

1985 - Rég. n° 2 sur les biphényles chlorés (produits)
1985 - Rég. n° 3 sur les biphényles chlorés (rejet)
1985 - La LTMID impose des restrictions sur le transport
1991 - Adoption du Règlement sur les biphényles chlorés en vertu de la LCPE
- rejet dans l'environnement de 50 ppm, 1 g/jour
- limite de 50 ppm dans les produits
- utilisation restreinte

Animaux fournisseurs - mesures d'atténuation possibles

- Galets, gales/gravier, argile bentonite
- Treillis métallique
- Effaroucheur de taupes – haute fréquence
- Couvert végétal au goût répulsif
- Extermination



La faisabilité technique d'une mise en
décharge des matières enduites de
peintures contenant des BPC

UMA Engineering Ltd.

Groupe de travail sur les peintures contenant des BPC
Juillet 1999

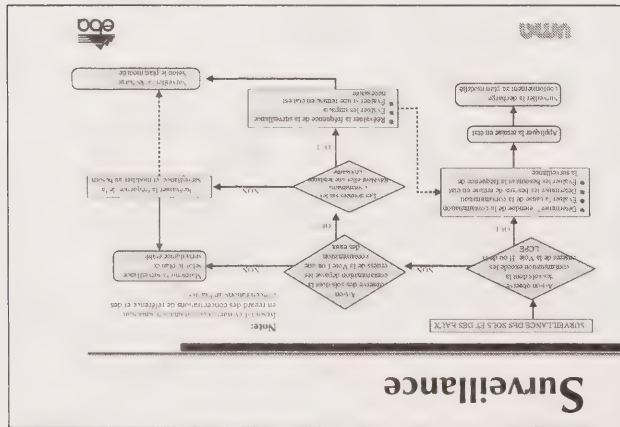
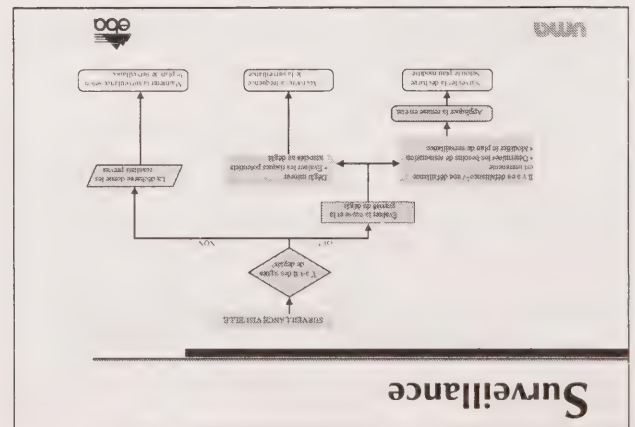
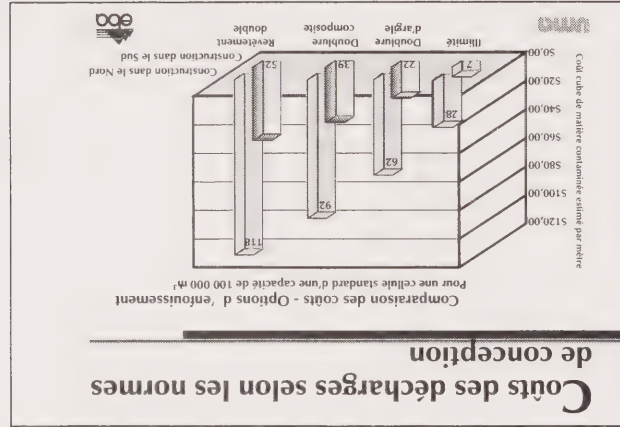
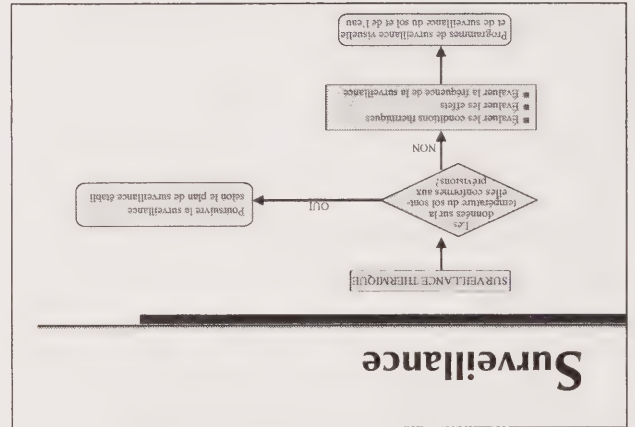


Problèmes particuliers

- Éclats de peinture sur place après la démolition des immeubles
- Animaux fouisseurs

Éclats de peinture sur place après les démolitions

- Réduire au minimum les éclats de peinture
 - Recouvrir le sol de plastique pour recueillir les éclats
 - Les mettre au rebut adéquatement
- Gratter le sol
 - Mise au rebut adéquate



Décharges de débris de construction et de démolition

- dans l'analyse des options

Surveillance typique (si exigée)

Catégorie III Débris de construction et de	Débris de construction et de	pH
Probable courants, DCO, MNT.	Sulfate Chlorure	mélange dissous
Evaluation, réaction	Dilution	Concentrations, ambiance

Décharges municipales

- Puits en contre-haut et en contrebas
- Normes d'efficacité :

Concentration (mg/l)	Chlorine (C)	Sodium (Na)	Sulfate (SO ₄)	pH	6.5 ± 0.5 units
250		200	500		

- Décharges municipales

- Surveillance des eaux souterraines - varie selon le gouvernement; lignes directrices recommandées en Alberta
- Pas de surveillance systématique des BPC; certaines données figurent dans l'analyse des options

[illegible]

- Décharges de déchets dangereux



- Surveillance en contre-haut et en contrebas
- Programme « exhaustif » de surveillance des eaux souterraines, habituellement quatre fois par année
- Analyse des conditions de base une année avant la mise en service

• Décharges de déchets dangereux

[illegible]



- Applications dans le Nord

- Surveillance visuelle
- Sols et eaux
- Surveillance thermique





Les décharges en milieu de pergélisol

- **Pratiques actuelles...**
 - Mono-décharges
 - Débris de construction et de démolition dans les lieux éloignés
 - Sols contaminés - méthode du regel pour la ligne DTV
 - Alaska
 - Délais de forage - méthode du regel
 - Méthode du regel dans certaines décharges municipales
 - Méthode du regel
 - Surveillance de l'efficacité thermique
 - Couche active dans le recouvrement





Les décharges en milieu de pergélisol

- **Pratiques actuelles**
 - Nombreux « dépotoirs »
 - Tendance aux « décharges modifiées »
 - Tri des déchets et recouvrement quotidien ou hebdomadaire
 - Généralement, absence de doublures aménagées
 - Incinération : méthode courante dans les endroits éloignés
 - Pas de décharges de déchets dangereux
 - Enfouissement de débris de construction et de démolition dans les décharges municipales





Les décharges en milieu de pergélisol

- **Le pergélisol comme agent de confinement**
 - Relativement peu perméable
 - Les craquelures et les fissures représentent des voies de pénétration dans l'environnement
 - Pergélisol non saturé : perméabilité supérieure
 - Pergélisol salin et chaud : perméabilité supérieure





Les décharges en milieu de pergélisol

- **Problèmes spéciaux**
 - Impraticabilité de recueillir le lixiviat
 - Ressources de construction limitées
 - Pas d'argile en de nombreux endroits



Les décharges en milieu de pergélisol

- **Problèmes spéciaux**
 - Le pergélisol comme barrière de confinement
 - Pratiques actuelles



Systèmes de collecte du lixiviat

- Conception déterminée par les taux d'écoulement prévus durant l'exploitation et après le recouvrement
- **Couche de drainage**
 - épaisseur de 30 à 120 cm
 - $K > 1 \times 10^{-7}$ cm/sec
 - Filtre pour protéger la couche de drainage
 - Couches de drainage synthétiques = acceptables
- **Conduits**
 - espacement de 15 à 30 m
 - Déclivité de 2 à 4 %

Efficacité des barrières d'étanchéité

- Barrières d'étanchéité d'argile - Efficacité variable ($dh/dl = 1$, $k = 1 \times 10^{-8}$ m/s) $8,6 \text{ m}^3/\text{ha/j}$
- Géomembrane sur argile - Piètre contact (hauteur de 3 m), $160 \text{ m}^3/\text{ha/j}$
- Géomembrane sur argile - Bon contact (hauteur de 3 m), $111 \text{ m}^3/\text{ha/j}$

Systèmes de collecte du lixiviat

- Drainage et couche de filtration
- Conduits d'évacuation
- La plupart des décharges municipales récentes
- Toutes les décharges de déchets dangereux

Mono-décharges

- Conception
 - Déterminée par la géologie et le type de déchets
 - Déchets inertes - généralement pas de barrière d'étanchéité ni de surveillance
 - L'instance de réglementation peut exiger une surveillance
 - Les décharges de sols contaminés ont souvent des cellules étanches et un programme de surveillance

Types de barrières d'étanchéité

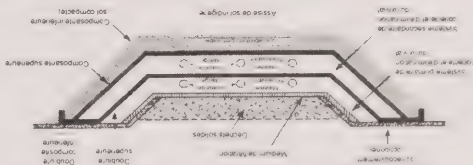
- Barrières d'étanchéité d'argile compactée
- Géomembrane
- Barrières d'étanchéité d'argile géosynthétique
- Barrières d'étanchéité composites

Décharges de déchets dangereux

Multitude de conceptions - assemblage de géomembranes et de barrières d'étanchéité d'argile

Systèmes de collecte, de surveillance et d'évacuation du lixiviat

Recouvrement à faible perméabilité, argile et barrière d'étanchéité synthétique



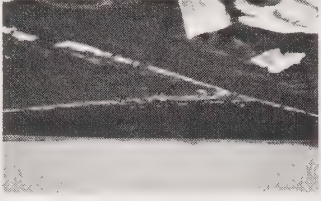
Mono-décharges

- Usage particulier
- Décharges de sols contaminés
- Débris de forage
- Débris de construction et de démolition
- Amiante
- Poussières
- Résidus de procédés industriels

Décharges de déchets dangereux

Conception déterminée par des considérations géologiques et réglementaires

Lignes directrices du CCME sur l'enfouissement des déchets dangereux

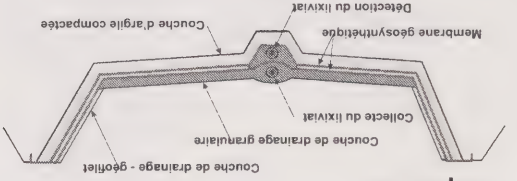


UMMA

ebo

Décharges municipales

Barrière d'étanchéité double avec argile compactée

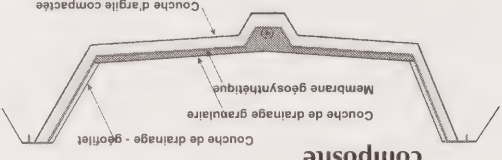


UMMA

ebo

Décharges municipales

Barrière d'étanchéité simple composite

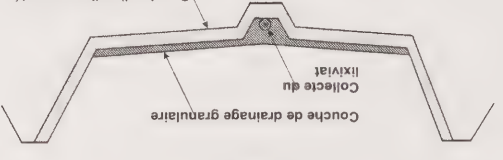


UMMA

ebo

Décharges municipales

Barrière étanche d'argile compactée



UMMA

ebo

Décharges municipales

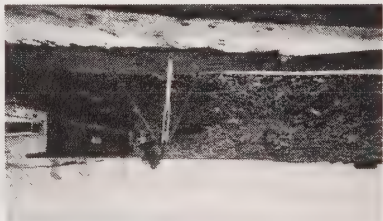
- Barrière d'étanchéité et système de collecte du lixiviat
- Système de surveillance des eaux souterraines
- Système de contrôle du ruissellement d'amont pour empêcher les eaux de couler sur la portion active de la décharge
- Système de contrôle de ruissellement d'aval pour recueillir le ruissellement provenant de la portion active de la décharge

UMMA

ebo

Décharges municipales

- Conception déterminée par la géologie et la réglementation.



UMMA

ebo

- Problèmes particuliers**
- Présence d'écailles de peinture sur les lieux après la démolition des bâtiments
 - Moyen d'atténuer la dispersion dans l'environnement

- Animaux fousseurs**
- Effets possibles sur la stabilité de la décharge et mesures d'atténuation possibles

La faisabilité technique d'une mise en décharge des matières enduites de peintures contenant des BPC

UMA Engineering Ltd.
EBA Engineering Consultants Ltd.

Groupes de travail sur les peintures contenant des BPC

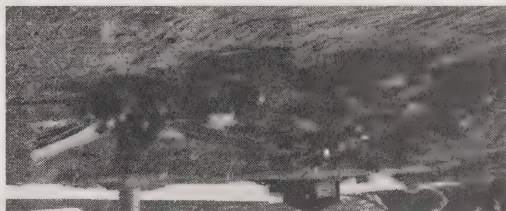
juillet 1999

Introduction

- Conception des décharges
- Décharges municipales de déchets solides
- Décharges de déchets dangereux
- Décharges spécialisées, ou « mono-décharges »
- Surveillance
- Problèmes particuliers

Décharges de débris de construction et de démolition

- Déchets inertes



Décharges de débris de construction et de démolition

- Pas de changements physiques, chimiques ou biologiques
- Contiennent habituellement de petites quantités des matières suivantes :
- Matériaux de construction et contenants - adhésifs, restants de peinture, colles pour toitures, solvants
- Résidus de graisse et d'huile
- Constituants inséparables - peinture, formaldéhydes de tapis
- Amiante, batteries, ampoules fluorescentes, électroménagers

Décharges de débris de construction et de démolition

- Conception
- Habituellement, cellules sans barrière d'étanchéité, avec un recouvrement de 0,6 à 1,0 m
- Sols d'argile préférables, sinon des sols granuleux
- Les décharges plus récentes et de grande superficie sont munies de doublures d'argile et d'un système de collecte du lixiviat

Décharges de débris de construction et de démolition

- Dans le Nord, les débris sont incorporés aux déchets municipaux - décharges sans barrière d'étanchéité
- Systèmes de maîtrise du ruissellement d'amont et d'aval, pour empêcher l'eau de couler sur la portion active de la décharge ou de s'en échapper

CONCEPTION DES DÉCHARGES
Présenté par Art Washuta et Bill Holme

(Synopsis et exposé)

Introduction

- Conception des décharges — Applications dans le Sud et dans le Nord
- Décharges de débris de démolition
- Décharges municipales de déchets solides
- Décharges de déchets dangereux
- Décharges spécialisées, Surveillance
- Problèmes particuliers

Décharges de débris de construction et de démolition

- Caractéristiques typiques des débris
- Conception
- Habituellement, des cellules sans barrière d'étanchéité — recouvrement de 0,6 à 1,0 m
- Les décharges plus récentes et de plus grande superficie peuvent comprendre des sous-couches d'argile et un dispositif de collecte du lixiviat.
- Dans le Nord, les débris sont incorporés aux déchets municipaux — décharges sans barrière d'étanchéité.

Décharges municipales

- Conception déterminée par la géologie et la réglementation
- Description des configurations de décharges, des types de revêtements, etc.
- Conception déterminée par la géologie et la réglementation
- Description des configurations de décharges, des types de revêtements, etc.

Décharges de déchets dangereux

- Coûts relatifs
- Sans barrière d'étanchéité
- Sous-couche d'argile
- Barrière d'étanchéité composite
- Barrière d'étanchéité double

Surveillance

- Décharges de débris de construction et de démolition
- Décharges municipales
- Décharges de déchets dangereux
- Mono-décharges

Avantages

- Craquelures, fissures
- Pergélisol non saturé
- Perméabilité relativement faible
- Pratiques canadiennes
- Décharges de débris de construction et de démolition
- Décharges municipales
- Décharges de déchets dangereux
- Décharges spécialisées
- Pratiques en vigueur en Alaska
- Le pergélisol comme agent de confinement

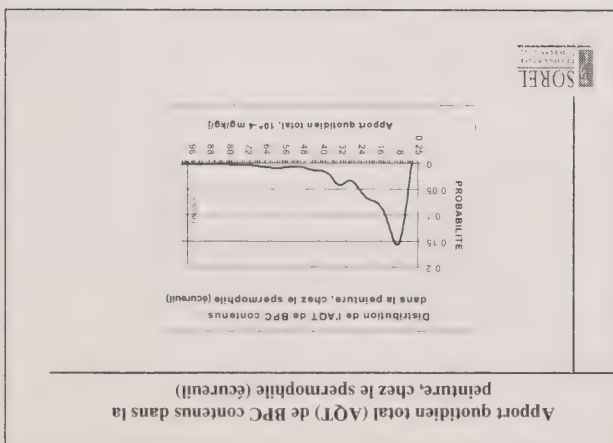
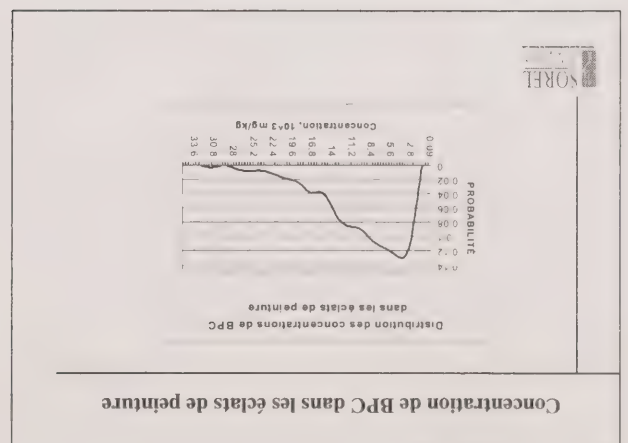
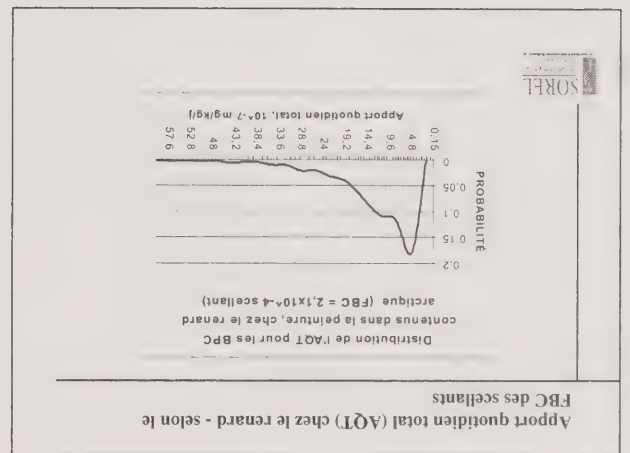
Limites

- Problèmes caractéristiques
- Collecte du lixiviat : non pratique
- Le pergélisol comme agent de confinement

Les décharges en milieu de pergélisol

- Conception déterminée par la géologie et la réglementation.
- Description des configurations de décharges et exemples de conception.

Mono-décharges



mg/kg pc/j

L'activité de rongeage et de fouissage.

- Facteur d'utilisation du temps – ratio: profondeur, hibernation
- Indice de biodisponibilité
- L'élément des BBT chez le mammifère, au repos

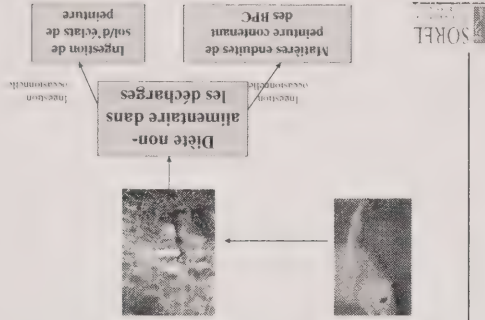
Selon l'évaluation préliminaire des risques, la mise en décharge de

200 fixant des points finaux d'exposition localisés, à partir des

Évaluation préliminaire des risques écologiques

Le potentiel de la mise en décharge comme méthode d'élimination des matières enduites de peintures contenant des BPC dans l'Arctique.

Voies et récepteurs



Caractéristiques de fouissage

- Profondeur moyenne des tanières : 0,5 à 1 mètre
- Les spermophiles creuseront des tanières à plus de 1,0 m si :
 - le sol n'est pas gelé
 - le sol n'est pas compacté ni excessivement rocheux
 - le sol est stable.

Habitudes de rongage

- On a constaté que les spermophiles arctiques rongent relativement peu, à moins d'être captifs dans un lieu confiné (p. ex. un piège).
- Ils rongent le carton et le contreplaqué, possiblement pour en manger la colle, particulièrement en milieu confiné
 - comme la majorité des matériaux sont déchiquetés, il y a probabilité d'ingestion occasionnelle.
- L'activité de fouissage donne lieu à une ingestion occasionnelle de sol et de roches.

Spermophiles (écureuils) arctiques

Une voie possible de pénétration dans l'environnement comme conséquence d'une mise en décharge de matériaux enduits de peintures contenant des BPC.

Aspects comportementaux

- Hibernation : 7 à 9 mois/année.
- Colonisation : dans une décharge, les spermophiles arctiques (*Spermophilus parryi*) vont créer des colonies et s'y multiplier.

Allen-Gil, et al, déc. 1997: Heavy Metal, Organochlorine Pesticide and PCB Contamination in Arctic Ground Squirrels in Northern Alaska, Arctic. Vol. 50, no 4, pp. 323-333.

Batzli, G.O., Sobaski, S.T., 1980: Distribution, Abundance, and Foraging Patterns of Ground Squirrels near Atkasook, Alaska, Arctic and Alpine Research. Vol. 12, no 4, pp. 501-510.

Murie, J., Michener, G., eds., 1984: The Biology of Ground-Dwelling Squirrels.

Hakonson, T.E., 1999: The Effects of Pocket Gopher Burrowing on Water Balance and Erosion from Landfill Covers, J. Environ, Qual. 28 pp. 659-665.

Hakonson, T.E. et al., 1982; Evaluation of Geologic Materials to Limit Biological Intrusion of Low-Level Waste Site Covers, ANS Topical Meeting, 19 avril, Richland, Washington.

Hakonson, T.E., 1986: Evaluation of Geologic Materials to Limit Biological Intrusion into Low-Level Radioactive Waste Disposal Sites, LA-10286-MS, Février.

Nyhan, J.W. et al., 1986: Corrective Measures Technology for Shallow Land Burial at Arid Sites: Field Studied of Biointrusion Barriers and Erosion Control, LA-10573-MS, Mars.

Hakonson, T.E. et al., 1982: Disturbance of a Low-Level Waste Disposal Burial Site by Pocket Gophers, Health Physics. 42(6) pp. 868-871.

Un facteur de biotransfert a été calculé à partir de données sur le transfert au fil du temps.

Les auteurs prouvent qu'il y a eu transfert de BPC contenus dans de la peinture scellante à silo, qui sont allés contaminer le fourrage ensilé.

Les auteurs prouvent qu'il y a eu transfert de BPC contenus dans de la peinture scellante à silo, qui sont allés contaminer le fourrage ensilé.

Skrentny, R.F., Hemken, R.W., et Dorough, H.W. 1971. Silo sealants as a source of polychlorobiphenyl (PCB) contamination of animal feed. Bull Environ Contam Toxicol 6(5):409-416.

Les animaux visés par cette étude constituaient un sujet exceptionnel d'étude des effets possibles des BPC, puisqu'ils avaient subi une exposition chronique à des écailles de peinture contaminée. On a également pu analyser la demi-vie de certains congénères des BPC dans ces animaux.

Il s'agit d'une étude de suivi, décrivant l'empoisonnement aux BPC d'une colonie de singes rhésus logée dans le bâtiment construit à l'Ecole de médecine Bowman Gray pour abriter les primates. Les auteurs concluent que l'incidence de bébés mort-nés était beaucoup plus élevée chez les femelles les plus exposées, comparativement aux femelles ayant vécu dans le bâtiment après qu'on eut réglé le problème de la contamination aux BPC.

Cieslak, J.A., Kostyniak, P.J., Greizerstein, H.B. et Cline, J.M.; Long Term Assessment for an Accidental Exposure to Polychlorinated Biphenyls in a Rhesus Monkey Colony. The Toxicologist 30:288, 1996.

Selon les conclusions de cet article, la source de l'agent toxique était le bâtiment érigé en 1970 pour héberger les primates.

cutané et l'inhalation d'air contaminé, elles sont généralement jugées négligeables pour la faune terrestre. De plus, considérant l'altération atmosphérique des lieux, on a supposé que les déperditions par volatilisation — avec la contamination atmosphérique y afférente — se sont déjà produites et ne représentent plus une voie de pénétration valide.

- On a également postulé que les concentrations évaluées de matériaux enduits de peinture contenant des BPC et d'écaillies de peinture seraient normalement réparties dans la décharge, qu'elles seraient directement disponibles pour consommation et qu'elles seraient biodisponibles pour les animaux fouisseurs (spermophiles). On reconnaît qu'une telle hypothèse extrême d'ubiquité dans la contamination de la décharge a pour effet d'exagérer excessivement les probabilités de risque écologique. Si l'on procède ainsi, c'est pour cerner les facteurs d'absorption/ d'accumulation légitimement préoccupants, et laisser de côté les voies non inquiétantes, pour qu'on n'en tienne pas compte dans les activités futures d'évaluation et de restauration.

- Le fait d'employer des hypothèses modérées ajoute un niveau de protection aux conclusions d'effets nuls ou faibles, et ajoute à la modélisation certains aspects qu'on pourrait davantage délimiter ou étudier s'il devenait nécessaire d'éliminer des degrés d'incertitude.

Ce rapport tire les conclusions suivantes : à la lumière de l'évaluation préliminaire des risques, la mise en décharge de matériaux enduits de peinture contenant des BPC n'engendre aucun risque appréciable pour les spermophiles arctiques ni pour les renards arctiques. (« Aucun risque appréciable » étant basé sur la concentration sans effet nocif observé, ou CSENO.) La probabilité de dépassement d'une CSENO pour les BPC est inférieure à 1 %, tant chez le spermophile arctique que chez le renard arctique.

Principales références sur la biodisponibilité

1. mesurant sur le terrain les concentrations tissulaires chez des populations de spermophiles arctiques vivant à l'intérieur et autour de décharges contenant des matières recouvertes de peinture additionnée de BPC;
2. mesurant sur place les facteurs de bioconcentration pour les BPC et chaque récepteur jugé préoccupant;
3. fixant des points finaux d'exposition localisés, à partir des données recueillies aux points 1 et 2.

Geistfeld, J.G., Bond, M.G., Bullock, B.C., et Varian, M.C. Mucinous Gastric Hyperplasia in a Colony of Rhesus Monkeys (*Macaca mulatta*) induced by Polychlorinated Biphenyl (Arochlore 1254). 1982. Laboratory Animal Science 32:83-86.

- Cet article laisse croire à la biodisponibilité des BPC contenus dans les peintures. On a détecté 225 ppm d'arochlore 1254 sur un échantillon de peinture et de béton prélevé à la surface d'un bâtiment abritant une colonie de singes. L'arochlore 1254, un biphenyle polychlore (BPC), était présent en concentrations atteignant jusqu'à 14 ppm dans les tissus adipeux et hépatiques des singes.

- Les changements cliniques et morphologiques observés chez ces singes sont similaires à ceux décrits dans le cas d'un empoisonnement expérimental aux BPC.

**ÉVALUATION PRÉLIMINAIRE DES RISQUES ÉCOLOGIQUES :
POSSIBILITÉ DE RECOURIR À L'ENFOUISSEMENT POUR
L'ÉLIMINATION DES MATÉRIAUX ENDUITS DE PEINTURE
CONTENANT DES BPC DANS L'ARCTIQUE**

Présenté par Doug Lee
(Synopsis et exposé)

L'enfouissement de matériaux enduits de
peinture contenant des BPC.

L'ERE visait à quantifier les éventuels
risques écologiques posés par la mise en
décharge en milieu arctique de matériaux
recouverts de peinture additionnée de BPC, à
partir d'évaluations sur place et de données de
référence obtenues par ESG. On a élaboré un
modèle probabiliste pour simuler l'exposition de
deux récepteurs terrestres (spermophile
(écureuil) arctique et renard arctique), calculer la
probabilité d'un dépassement de la limite
d'exposition chimique et résumer la contribution
relative des diverses voies d'exposition à la dose
d'exposition totale.

Voici les hypothèses critiques qui sous-
tendaient tout le processus d'évaluation des
risques :

- L'évaluation préliminaire des risques
écologiques n'inclut pas l'exposition
résultant de l'ingestion d'eau, de l'ingestion
de végétaux, de l'inhalation d'air contaminé
ni du contact cutané. On a exclu l'ingestion
d'eau en raison de la faible solubilité des BPC
dans l'eau (<1 mg/L) et de la faible
lixivibilité des BPC contenus dans la
peinture. Quant à l'ingestion de végétaux,
elle a été exclue parce qu'on a postulé que sur
les décharges recouvertes, la croissance
racinaire ne dépassera pas l'épaisseur du sol
recouvrant les matériaux contaminés aux
BPC, et qu'il n'y aura donc aucune
absorption de BPC par les végétaux. Quant
aux autres voies d'exposition, soit le contact

Le ministère de la Défense nationale (MDN) a
chargé la firme Sorel Environmental Sciences
Ltd. d'examiner en détail les problèmes associés
à la présence des spermophiles dans l'hypothèse
où l'on procéderait à l'enfouissement des
matériaux enduits de peinture contenant des
BPC, et de faire une évaluation préliminaire des
risques écologiques liés à l'enfouissement de
matériaux enduits de peinture contenant des
BPC, dans des stations du réseau d'alerte
avancée (réseau DEW) disséminées çà et là dans
l'Arctique.

La présence d'animaux fouisseurs comme
le spermophile est observée dans les décharges
arctiques. En raison de leur comportement, de
l'habitat qu'ils fréquentent et de leurs habitudes
coloniales, ces animaux représentent une voie
d'exposition possible pour les BPC contenus
dans la peinture. Si les conditions sont
adéquates, les spermophiles arctiques vont créer
des colonies et s'y multiplier. Les conditions
adéquates sont les suivantes : sols stables non
gelés et non compacts (pour le creusage des
tanieres), et disponibilité d'une source de
nourriture. Les décharges conviennent à
l'établissement de colonies de spermophiles, car
le sol meuble facilite le creusement de tanieres et
de terriers. Le spermophile arctique peut
constituer un récepteur idéal en raison de
l'ingestion accidentelle d'écaillés de peinture
contenant des BPC, et l'on a choisi le renard
arctique, prédateur du spermophile, comme
point final d'évaluation de la bioaccumulation
des BPC. Par ailleurs, on a mené une évaluation
préliminaire des risques écologiques (ERE) pour
évaluer les risques éventuels associés à

: discontinu

Echantillonnage
composé
DEW
Éch. tém.
(applicat
surface)
Éch. tém.
(addition
matrice)

discontinuu:

- Il y a lixiviation de BPC pour tous les matériaux analysés
- Toutes les concentrations < 10 µg/L, critère de l'USEPA (40 CFR, Partie 761)
- Toutes les concentrations < 300 µg/L (critère de l'Ontario et du Manitoba) (déchets non dangereux par définition)
- La concentration maximale de BPC observée dans les extractions était de 20% du seuil de solubilité
- L'eau distillée est l'agent d'extraction le plus actif.

: discontinu

Échan-
tillon
Réseau
DEW
Éch.
témoin A
Éch.
témoin B

séquentielle en discontinu :

- Présence de BPC dans les deux premiers cycles d'extraction.
 - Lavage initial des échantillons du réseau DEW;
 - Extrait du cycle 1 similaire à l'extrait obtenu avec l'eau distillée
 - Dans les échantillons témoins, on observait une rapide hausse initiale de la concentration de BPC, suivie d'une rapide diminution
- Après le deuxième cycle, l'échantillon témoin B présentait une teneur en BPC supérieure à la limite de solubilité des BPC dans l'eau distillée ($42 - 47 \mu\text{g/L}$).

PROGRAMME D'ESSAIS EN LABORATOIRE :

Essais d'extraction

- Réglementaires
 - TCLP
 - ONGC (SWEP, Règ. 347)
- Eau distillée (effet du pH)
- Extraction séquentielle en discontinu (cinétique, limitation de la solubilité)

Echantillons de peintures contenant des BPC :

- Echantillon composite du réseau DEW
 - 79 des 219 échantillons ont été mélangés, broyés et homogénéisés (2009 ug/g \pm 10%)
 - Echantillons témoins (alkyde et arochlore 1254)
 - Ech. témoin A (application superficielle à une pellicule durcie de peinture alkyde, 3648 ug/g \pm 2%)
 - Ech. témoin B (ajout à une peinture alkyde avant l'application, 5609 ug/g \pm 6%)

Critères des essais de lixiviation :

Canada

- Généralement, 100xQEP
 - selon un facteur de dilution/atténuation (FDA) de QEP basée sur le niveau sans effet nocif observé, la masse corporelle et le facteur d'absorption
- États-Unis
 - Généralement 100xQEP
 - fixation d'un FDA particulier pour certains contaminants

Critères réglementaires pour les BPC :

Canada

- Ontario et Manitoba = 0,3 mg/L (300 ug/L)
 - L'Ontario applique des critères pour les concentrations < 50 ppm
- États-Unis
 - 10 ug/L pour les décharges municipales ou non municipales de déchets non dangereux (40 CFR, Partie 761.62(b))

Facteurs influençant les résultats :

- Préparation des échantillons
- Lixiviant
- Méthode de contact
- Ratio liquides/solides
- Temps de contact
- Température
- Séparation liquides/solides

Essais de lixiviation nord- américains :

Canada

- SWEP (C.-B.)
- TCLP (Alberta et Québec)
- Règ. 347, LEP (Ontario)
- ONGC (Gouvernement fédéral et toutes les autres instances gouvernementales)
- États-Unis
 - TCLP et WET (Californie)

REVUE DES ESSAIS DE
LIXIVABILITÉ :

- Il existe de nombreux types d'essais
- Diverses utilités
- essais en colonne (p. ex. lysimètre)
- extractions en discontinu (TCLP, SWEP, etc.)
- essais statiques (ANSI ANS 16.1, DLT)

- La méthode d'extraction en discontinu est généralement utilisée partout dans le monde à des fins de réglementation

Plan de travail :

- Passer en revue les essais d'extraction réglementaires et en déterminer leur utilité pour l'évaluation de la mobilité des BPC
- Effectuer une évaluation en laboratoire, à l'aide des essais nécessaires pour évaluer la lixivabilité des BPC ajoutés aux peintures

Lacunes informationnelles :

Nécessité de vérifier la fiabilité de l'essai normalisé de lixivation (Rég. 347, TCLP) pour les BPC.

Objectifs :

- Déterminer si les essais de lixivation normalisés conviennent pour évaluer la mobilité des BPC ajoutés aux peintures
- Identifier les autres essais pouvant servir à évaluer la mobilité des BPC ajoutés aux peintures

Comité technique sur la lixivabilité

William R. Cullen, UBC
William Strachan, INRE
Joachim Wittwer, EC

Utilisation des essais d'extraction réglementaires pour évaluer la mobilité des BPC dans les peintures contenant des BPC

Faisabilité technique de la mise en décharge des matériaux enduits de peintures contenant des BPC (II)

Edmonton (Alberta), 6-7 juillet 1999

Robert J. Caldwell

Scientifique de l'environnement,
Services aux gouvernements,
Évaluation et remise en état des lieux

Sheridan Park, 2240 Speakman Drive, Mississauga (Ontario) Canada L5K 1A9
Téléphone : (905) 822-0331
Télécopieur : (905) 822-3637

Conor Pacific
Environmental Technology Inc.

TABLEAU 4 Concentration de BPC mesurée après chaque cycle de la MESD

Échantillon	Concentration de la somme des congénères des BPC (en µg/L) ± co.v.					
	Cycle 1	Cycle 2	Cycle 3	Cycle 4	Cycle 5	Cycle 6
Échantillon composite du réseau DEW	4,26 ± 87 %	0,43 ± 173 %	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Témoin A (application en surface)	1,85 ± 47 %	2,24 ± 60 %	0,60 ± 101 %	0,52 ± 29 %	0,43 ± 50 %	n.d.
Témoin B (ajout à la matrice)	8,41 ± 23 %	60,35 ± 59 %	5,37 ± 76 %	1,4 ± 68 %	0,82 ± 88 %	n.d.

- La concentration de BPC dans l'extrait du cycle 1 pour les échantillons du réseau Dew se compare avantageusement à celle de l'extrait à l'eau distillée préparé par le CTEU. Les résultats sont bien en deçà des limites de l'intervalle de variabilité indiqué par le coefficient de variation.
- À l'exception de l'extrait du cycle 2 pour le témoin B, aucune concentration n'était aussi élevée que le critère de 10 µg/L spécifié par l'EPA américaine pour l'élimination, en fonction de leur lixivibilité, des résidus contenant des BPC dans des décharges pour déchets non dangereux (Parties 750 et 761 du Federal Register 40 CFR).
- Aucune des concentrations n'était aussi élevée que le critère de 300 µg/L spécifié par l'Ontario et le Manitoba pour l'élimination, en fonction de leur lixivibilité, des résidus contenant des BPC dans des décharges pour déchets non dangereux (pourvu que les déchets ne soient pas dangereux par définition, c'est-à-dire que leur teneur en BPC soit inférieure à 50 µg/g).
- La concentration mesurée dans le témoin B à la fin du deuxième cycle de lixiviation était beaucoup plus élevée que la limite de solubilité des BPC dans l'eau distillée (de 42 à 47 µg/L), peut-être en raison de la présence de contaminants extractibles retenus dans la pellicule de peinture incomplètement durcie, ce qui a contribué à accroître la miscibilité des BPC avec l'eau.
- Contrairement à ce que l'on aurait pu croire, les concentrations mesurées dans le témoin A, l'échantillon où des BPC avaient été ajoutés à la surface de la pellicule de peinture durcie, étaient inférieures à celles du témoin B, l'échantillon où des BPC avaient été mélangés à la peinture avant son application et son durcissement. Cet effet pourrait être dû au durcissement incomplet de la pellicule de peinture en raison de l'ajout de BPC à la matrice.
- La concentration mesurée dans le témoin B à la fin du deuxième cycle de lixiviation était beaucoup plus élevée que la limite de solubilité des BPC dans l'eau distillée (de 42 à 47 µg/L), peut-être en raison de la présence de contaminants extractibles retenus dans la pellicule de peinture incomplètement durcie, ce qui a contribué à accroître la miscibilité des BPC avec l'eau.

TABLEAU 3 Concentrations de BPC mesurées dans les essais d'extraction réglementaires

Échantillon	Concentration de la somme des congénées d'extraction (en µg/L) ± co.v.		
	ML	TCLP	Eau distillée
Échantillon composite du réseau Dew	1,297 ± 39 %	1,881 ± 7 %	7,677 ± 31 %
Témoin A (application en surface)	2,587 ± 12 %	3,043 ± 7 %	3,91 ± 28 %
Témoin B (ajout à la matrice)	2,434 ± 9 %	2,163 ± 12 %	4,084 ± 7 %

Les résultats des essais d'extraction réglementaires peuvent être résumés comme suit :

- À une certaine concentration, les BPC ont été lixivités de chacun des matériaux étudiés, quelle que soit la technique d'extraction utilisée;

- Aucune des concentrations n'était aussi élevée que le critère de 10 µg/L spécifié par l'EPA américaine pour l'élimination, en fonction de leur lixivibilité, des résidus contenant des BPC dans des décharges pour déchets non dangereux (Parties 750 et 761 du Federal Register 40 CFR);

- Aucune des concentrations n'était aussi élevée que le critère de 300 µg/L spécifié par l'Ontario et le Manitoba pour l'élimination, en fonction de leur lixivibilité, des résidus contenant des BPC dans des décharges pour déchets non dangereux (pourvu que les déchets ne soient pas dangereux par définition, c'est-à-dire que leur teneur en BPC soit inférieure à 50 µg/g);
- La concentration maximale totale de BPC mesurée à la suite de toutes les extractions en discontinu correspondait approximativement à 20 % de la solubilité des BPC dans l'eau (à la température de la pièce);

- L'eau distillée s'est avérée plus active que tous les agents utilisés dans les essais d'extraction réglementaires. Cet effet a été le plus marqué dans le cas des BPC à forte teneur en chlore.

Les résultats des cycles de la méthode d'extraction séquentielle en discontinu figurent au tableau 4. Les valeurs mentionnées sont la concentration moyenne de trois dosages répétés ± le coefficient de variation (exprimé en pourcentage).

Les résultats obtenus par la MESD peuvent être résumés comme suit:

- À une certaine concentration, les BPC ont été lixivités de chacun des matériaux après les deux premiers cycles d'extraction.
- Dans le cas des échantillons du réseau Dew, les BPC ont été lixivités après le premier lavage, puis leur concentration a rapidement diminué et est devenue inférieure à la limite de détection. Il semble donc que la lixivibilité des BPC dépend de l'extraction de surfaces neuves obtenues en prélevant des échantillons ainsi que de la diminution de la taille des particules.

⁴ Le coefficient de variation est l'écart-type des données divisé par la moyenne. Il indique la précision relative des analyses.

Résultats des essais d'extraction réglementaires :

Les résultats des essais d'extraction réglementaires et des extractions avec de l'eau distillée figurent au tableau 3. Les valeurs mentionnées sont la concentration moyenne de trois dosages répétés \pm le coefficient de variation (exprimé en pourcentage).

La concentration plus faible que prévu de BPC dans l'échantillon composite du réseau Dew est probablement due à la variabilité des échantillons fournis par le CMR. Dans l'échantillon témoin A, la concentration mesurée était très rapprochée de la concentration cible, mais dans l'échantillon témoin B, elle était beaucoup plus élevée que prévu.

En outre, une méthode d'extraction séquentielle en discontinu (MESD) a été employée à l'Université de la Colombie-Britannique, et par la suite, l'analyse des congénères des BPC a été faite. L'essai a été effectué selon la méthode D 4793 de l'ASTM, sauf que : 1) le protocole a été appliqué jusqu'à la limite de détection, et 2) la durée de chaque cycle a été de trois jours. À la fin de chaque cycle d'extraction, la phase solide a été séparée de la phase liquide (le lixiviat) et mise en contact avec un agent de lixiviation neutre, et les BPC ont été dosés dans le lixiviat. Cette méthode a été employée pour savoir si les concentrations mesurées dans les essais réglementaires étaient dues au fait que la quantité de BPC dans le lixiviat atteignait la limite de solubilité dans l'eau, ou si la matrice de la peinture limitait la mobilité des BPC.

de laisser les déchets déterminer les conditions d'extraction et d'étudier l'effet du contrôle du pH sur l'efficacité de l'extraction. Pour l'échantillon composite prélevé dans le réseau Dew et deux échantillons témoins, chaque extraction a été faite trois fois. Le premier échantillon témoin (A) a été préparé en ajoutant de l'arochlore 1254 dissous dans du méthanol à une pellicule durcie de peinture alkylde qui avait été appliquée sur une glace. Le deuxième échantillon témoin (B) a été préparé en ajoutant à la même peinture alkylde une quantité mesurée d'arochlore 1254 avant l'application sur la glace. Les pellicules de peinture contaminées ont été enlevées par racleage pour obtenir des écaïlles. Dans chaque cas, une concentration cible de 3 600 µg/g a été choisie parce qu'il s'agissait de la concentration moyenne de l'ensemble des échantillons fournis par le CMR. Les concentrations réelles mesurées à la suite d'une analyse faite en double figurent au tableau 2. Le coefficient de variation⁴ pour chaque ensemble d'analyses, exprimé en pourcentage, est aussi indiqué.

TABLEAU 2 Concentration globale

Echantillon	Concentration de la somme des congénères des BPC (en µg/g) \pm co.v.
Echantillon composite du réseau Dew	2 009 \pm 10 %
Témoin A (application en surface)	3 648 \pm 2 %
Témoin B (ajout à la matrice)	5 609 \pm 6 %

s'en tenait à la concentration réglementaire de 50 µg/L.

Programme d'essais concernant la lixivabilité des BPC :

Des échantillons de peinture additionnée de BPC prélevés sur des surfaces se trouvant dans des installations du réseau DEW ont été obtenus du Groupe des sciences environnementales du Collège militaire royal du Canada (CMR). Les 219 échantillons¹ ont été étiquetés et emballés dans des sacs en plastique scellés et des sacs supplémentaires convenables en vue de leur transport au Centre technique des eaux usées. On a choisi 79 des échantillons reçus pour les mélanger et préparer un échantillon composite à des fins d'essai et d'analyse. Ces échantillons ont été choisis au hasard et comprenaient des échantillons de chacun des principaux lieux d'échantillonnage. Pour assurer que l'échantillon composite était représentatif des échantillons fournis par le CMR, les quantités et les concentrations d'échantillon utilisées ont été arrangées de façon à donner une concentration globale finale semblable à celle qui aurait été obtenue si tous les échantillons avaient été mélangés, soit environ 3 500 mg/kg d'arochlore 1254. Tout l'échantillon composite a été passé dans un broyeur pour assurer que la taille des particules satisfaisait au critère (<9,5 mm) et que l'échantillon était relativement homogène.

Le programme d'essais en laboratoire a été réalisé au Centre technique des eaux usées, et, par la suite, l'analyse des congénères s'est faite à l'Institut national de recherche sur les eaux. Dans le cadre du programme, on a déterminé l'efficacité des méthodes réglementaires d'extraction (la TCLP² et la ML de l'ONGC³) pour les BPC. Un essai semblable, où de l'eau distillée a servi d'agent d'lixiviation, a été effectué afin

Les critères utilisés pour ces méthodes d'essai sont généralement cent fois plus élevés que la recommandation pour la qualité de l'eau potable qui s'applique au contaminant en question. Ce ne sont pas toutes les provinces qui évaluent en fonction de la lixivabilité le risque que comportent les BPC pour l'environnement, mais celles qui le font utilisent un critère de 0,3 mg/L (300 µg/L). Cette concentration est bien supérieure à la limite de solubilité dans l'eau d'un grand nombre d'arochlores.

Aux États-Unis, les Parties 750 et 761 du Federal Register 40 CFR de l'EPA réglementent l'élimination de divers types de déchets contenant des BPC. La Partie 761.62(b) prévoit que les déchets de produits en vrac contenant des BPC peuvent être éliminés dans une installation autorisée, licenciée ou enregistrée par un État comme une décharge, municipale ou non, de déchets non dangereux, compte tenu de leur lixivabilité. L'avis de projet de réglementation (APR) émis par l'EPA des États-Unis le 6 décembre 1994 spécifiait que la TCLP était la méthode à employer pour déterminer la lixivabilité des BPC présents dans les déchets. Dans la règle finale (Parties 750 et 761 du Federal Register 40 CFR), l'EPA n'a pas retenu la TCLP comme l'essai définitif en raison des réserves faites par les commentateurs et elle a plutôt choisi une méthode d'essai de lixiviation utilisant un lixiviat provenant d'une méthode de production simulée. En outre, dans l'APR, l'EPA a décidé que le critère pour les BPC dans le lixiviat aqueux serait de 50 µg/L, mais, dans la règle finale, elle a réduit cette concentration de 50 à 10. Ce changement a été apporté à la suite de commentaires selon lesquels la solubilité de deux importants arochlores, le 1254 et le 1260, était généralement inférieure à 50 µg/L. De faux négatifs pourraient donc être obtenus en ce qui concerne la présence de BPC lixiviables si l'EPA

¹ Le poids des échantillons variait de 1 à 500g, et la concentration globale de BPC, entre 0,1 et 25 000 mg/kg.

² Le RTMD propose l'utilisation de la TCLP, qui est aussi employée par l'Alberta et le Québec pour déterminer la toxicité des lixiviats (de même que par l'EPA américaine).

³ La ML de l'ONGC est la méthode actuellement prévue par le RTMD, et elle est l'équivalent des méthodes d'essai employées par les provinces qui n'ont pas adopté la TCLP.

TABLEAU 1 Méthodes d'extraction actuellement employées par les instances canadiennes de réglementation

Instance de réglementation	Protocole d'essai	Règlement / Référence	Utilisé pour évaluer les BPC
Canada	ONGC	Règlement sur le transport des marchandises dangereuses (RTMD) pris en vertu de la Loi sur le transport des marchandises dangereuses (LTMD)	NON
Colombie-Britannique	MESD	Special Waste Regulation pris en vertu du Waste Management Act	NON
Alberta	TCLP	Waste Control Regulation pris en vertu de l'Alberta Environmental Protection and Enhancement Act (AEP&A)	NON
Manitoba	ONGC	Classification Criteria for Products, Substances and Organisms Regulation pris en vertu du Dangerous Goods Handling and Transportation Act	OUI
Saskatchewan	ONGC	Hazardous Substances and Waste Dangerous Goods Regulation pris en vertu de l'Environmental Management and Protection Act	NON
Ontario	ML	Règlement 347 de l'Ontario (General Waste Management Regulation, 1990) pris en vertu de la Loi sur la protection de l'environnement de cette province	OUI
Québec	TCLP	Règlement sur les déchets dangereux pris en vertu de la Loi sur la qualité de l'environnement	NON
Autres instances ¹	ONGC	Règlement sur le transport des marchandises dangereuses (RTMD) pris en vertu de la Loi sur le transport des marchandises dangereuses (LTMD)	NON

¹ La Nouvelle-Écosse, le Nouveau-Brunswick, l'Île-du-Prince-Édouard, Terre-Neuve, le Yukon et les Territoires du Nord-Ouest.

Les méthodes d'essai de lixiviation réglementaires actuellement employées en Amérique du Nord comprennent la Toxic Characteristic Leaching Procedure (TCLP) de l'EPA des États-Unis ainsi que diverses formes de la Méthode de lixiviation (ML) 164-GP-1MP de l'Office des normes générales du Canada (ONGC). L'État de la Californie a utilisé la Méthode d'essai d'extraction concernant les déchets (PMED), où l'acide citrique remplace l'acide acétique utilisé dans d'autres méthodes réglementaires, mais il s'affaire actuellement à passer de la PMED à la TCLP, qui est plus universellement reconnue. Les méthodes d'extraction actuellement employées au Canada figurent au tableau 1.

DÉTERMINATION, AU MOYEN DE MÉTHODES RÉGLEMENTAIRES
D'EXTRACTION, DE LA MOBILITÉ DES BPC DANS LES
PEINTURES CONTENANT DE CES SUBSTANCES

Présenté par Rob Caldwell

(Synopsis et exposé)

Introduction

Au cours du premier atelier sur la faisabilité technique de la mise en décharge contrôlée de matériaux enduits de peinture contenant des BPC, qui a eu lieu à Edmonton en juin 1998, plusieurs préoccupations ont été exprimées au sujet de l'évaluation, au moyen de méthodes d'extraction réglementaires, du risque que pose la mobilité des BPC. Le Comité directeur, formé de représentants d'Environnement Canada, du ministère de la Défense nationale et du ministère des Affaires indiennes et du Nord, a créé un comité technique chargé d'étudier la lixivabilité des peintures contenant des BPC afin de vérifier si ces préoccupations étaient fondées et de combler les lacunes dans les données.

Le principal objectif de l'étude conçue par le Comité technique sur la lixivabilité consistait à déterminer l'efficacité des procédures d'extraction réglementaires actuellement employées par les instances canadiennes de réglementation pour mesurer la lixivabilité des BPC présents dans la peinture. Le programme d'essais mis au point devait permettre :

1. de savoir si les méthodes normalisées de lixivation pouvaient déterminer dans quelle mesure les BPC s'échappent de la peinture;
2. de trouver d'autres méthodes pouvant servir à déterminer la mobilité des BPC présents dans la peinture.

Contexte

Les essais de lixivation servent à mesurer la dissolution de certains composés dans un agent à des fins diverses : l'identification des constituants lixiviables, la classification des déchets dangereux, l'évaluation de la modification des procédés, la comparaison des méthodes de traitement des déchets, le contrôle de la qualité dans le traitement des déchets, la conception du système de traitement des lixiviats, l'estimation des concentrations sur le terrain, la quantification des paramètres pour la modélisation et l'évaluation des risques, etc. Quelles que soient les méthodes d'essai, les paramètres suivants influent considérablement sur les résultats des essais de lixivation : la préparation des échantillons, la composition de l'agent de lixivation, la méthode de contact, le ratio liquides-solides, le temps de contact, la température et la séparation du lixiviat. Le « Compendium d'essais de lixivation des déchets », publié par Environnement Canada, indique en détail de quelle façon ces paramètres influent sur les résultats de la lixivation [Centre technique des eaux usées, 1990].

Mike Fowler, M.Sc (Génie), CEA, ingénieur
Coordonnateur, Institut de l'environnement du
CMR
Collège militaire royal du Canada

M. Fowler coordonne les activités d'un institut
de recherche spécialisé dans la gestion
environnementale des activités
gouvernementales et dans l'étude des lieux
contaminés. Antérieurement, il a travaillé comme
ingénieur associé en gestion environnementale
chez Golder Associates, et il a été Chef
intérimaire de l'Évaluation environnementale au
quartier général de la Défense nationale, à
Ottawa.

Vic Shantora, M.Sc. (Génie chimique)
Directeur général
Direction générale de la prévention de la
pollution par les toxiques
Environnement Canada

M. Shantora travaille à Environnement Canada
depuis 1975, où il a occupé divers postes de
nature stratégique et technique, entre autres :
Gestionnaire à la Direction générale de la lutte
contre la pollution; Directeur des programmes
industriels; Directeur général de la région de
l'Ontario; Directeur général du développement
technologique. Il détient une maîtrise en génie
chimique de l'Université de Waterloo.

**Bill Horne, B.Sc. (Génie civil), M.Sc. (Génie
géotechnique)**
Ingénieur géotechnicien principal
EBA Engineering Consultants Ltd.

M. Horne travaille surtout sur des projets de
nature géotechnique, environnementale et
minière en milieux de pergélisol au Canada, en
Alaska et en Russie. Il est l'ingénieur
géotechnicien chargé des nouvelles décharges et
des projets de remise en état des décharges, pour
le projet de décontamination des stations du
réseau DEW au Yukon et dans les Territoires du
Nord-Ouest.

Dave Campbell, ingénieur
Ingénieur principal en environnement
Environnement Canada

M. Campbell travaille depuis 1985 sur la
question des BPC. Ainsi, il a contribué au fil des
années à l'élaboration de la majorité des lignes
directrices du CCMF sur la gestion des déchets et
de plusieurs règlements fédéraux touchant les
BPC. Il a également fait partie du groupe qui a
récemment formulé la Stratégie de mise en
oeuvre de la Politique de gestion des substances
toxiques.

BIOGRAPHIE DES PRÉSENTATEURS

(par ordre de présence)

Anthony (Tony) Downs, M.Sc.

Directeur général de l'Environnement
Ministère canadien de la Défense nationale

M. Downs a amorcé sa carrière comme technicien en moteurs d'avion avec l'Aviation royale du Canada. Il a par la suite obtenu un diplôme en génie civil et, en 1968, une maîtrise en génie de l'environnement. Il a quitté les Forces canadiennes en 1982 pour assumer le poste de Directeur de la Conservation et de l'Environnement, nouvellement créé. Depuis, M. Downs consacre ses énergies au programme environnemental du MDN et des Forces canadiennes, en pleine expansion.

Elaine McCoy, C.R.

Présidente
Macleod Institute for Environmental Analysis

Avocate et ex-ministre au gouvernement de l'Alberta, Mme McCoy a à son crédit trente années d'expérience dans la formulation de règlements et de politiques pour les secteurs privé et public. À titre de coprésidente du Groupe de travail sur les changements climatiques de l'Alberta Economic Development Authority, de coprésidente de la Table ronde sur les changements climatiques et, plus récemment, de coprésidente du Comité directeur central de l'Alberta sur les changements climatiques, Mme McCoy a joué un rôle déterminant dans la préparation de recommandations au gouvernement albertain, subéquemment adoptées par le Cabinet comme fondement de la Stratégie de l'Alberta pour les changements climatiques.

Art Washuta, B.Sc. (Génie civil)

Directeur, grands travaux et projets spéciaux
UMA Engineering Ltd.
M. Washuta possède plus de 25 années d'expérience dans la planification, la conception et la gestion de grands travaux civils et environnementaux, plus particulièrement pour le gouvernement fédéral dans le Nord canadien. Depuis sept ans, il est chargé de projet à UMA pour le projet de décontamination des stations du réseau DEW.

Robert (Rob) Caldwell, B.Sc. (Chimie)

Chercheur en environnement
Conor Pacific Environmental Technologies Inc.

M. Caldwell fait de la consultation, mène des recherches, donne de la formation et réalise des études de marché dans le domaine de la gestion des déchets dangereux. Il contribue à la préparation d'un protocole sur l'exonération conditionnelle des déchets dangereux réglementés pour le Conseil canadien des ministres de l'Environnement (CCME), et du projet de protocole d'évaluation pour les déchets solidifiés au ciment.

Doug Lee, M.Sc. (Biol. phys.)

Président
Sorel Environmental Sciences Ltd.

M. Lee est un écotoxicologue expérimenté dans la conception et la réalisation d'évaluations des risques pour l'environnement et la santé humaine ainsi que dans l'élaboration et l'application de stratégies de gestion des risques. Il a effectué des évaluations de risques et mis en oeuvre des programmes d'atténuation basés sur les risques dans diverses régions du globe, notamment l'Arctique canadien, l'Ouest canadien, le sud des États-Unis, l'Amérique du Sud et le Sud-Est asiatique.

LISTE DES PARTICIPANTS

Eugene Baranowski, Santé Canada	Kevin Biggar, Université de l'Alberta	Jim Boissoneault, NMSO	Rob Caldwell, Conor Pacific	Dave Campbell, Environnement Canada	Ed Collins, Environnement Canada, Yellowknife	David Cooper, SAIC	Rob Dalrymple, C.-B. (GTDD - CCME)	Chris Doupe, TPSCC	Anthony Downs, MDN	Robert Eno, T.N.-O. (GTDD - CCME)	Tony Fernandes, Alb. (GTDD - CCME)	Mike Fowler, CMR – Groupe des sciences de l'environnement	Simone Godin, N.-B. (GTDD - CCME)	Pat Grant, Sorel Environmental Sciences	Brett Hartshorne, AINC	Roger Hodges, Sask. (GTDD - CCME)	Bill Horne, EBA Engineering Consultants	Wayne Ingham, CMR – Groupe des sciences de l'environnement	Warren Kelly, Bovar
Kathy Kitagawa, AINC	Don Labossiere, Man. (GTDD - CCME)	Francine Laperrière, Environnement Canada	Doug Lee, Sorel Environmental Sciences	Alan MacDonald, pour l'Inuvialuit Regional Corporation	Darrin McMullin, MDN	Scott Mitchell, AINC	Zoltan Nevelos, Bovar	John Polland, Université Queens	Ken Reimer, RMC – Groupe des sciences de l'environnement	Tanya Schultz, UMA Engineering	Vic Shantora, Environnement Canada	Philippe Simon, pour la Nunavut Tungavik Inc.	Bill Strachen, CCEI, Environnement Canada	Sheila Street, pour la Nunavut Tungavik Inc.	Ginger Stones, MDN	Art Washuta, UMA Engineering	Henry Westermann, TPSCC	Joe Wittwer, Environnement Canada	(GTDD - CCME)

Par la même occasion, M. Shantora a encouragé le MDN et AINC à continuer de collaborer avec les parties concernées dans le Nord canadien à la diffusion et à la collecte des informations et des opinions. Il a reconnu que ces deux ministères sont confrontés dans le Nord à un problème urgent qui nécessite une intervention, et il a réitéré que le MDN et AINC travaillent à la mise au point d'une solution à la fois écologiquement responsable et économiquement viable.

En conclusion, M. Shantora a remercié les participants de leurs efforts et d'avoir contribué à clarifier la faisabilité technique de la mise en décharge contrôlée des matériaux enduits de peinture contenant des BPC.

- Les participants ont énoncé onze principes devant guider les décideurs dans l'étude des diverses options de mise en décharge. Voici ces onze principes :
- La réglementation devrait viser l'objectif suivant : rejet minimal dans l'environnement et risques négligeables pour la santé humaine, compte tenu des considérations socio-économiques.
- Des normes, pratiques et règlements minimums doivent être appliqués de façon uniforme au Canada.
- Il faut réduire au minimum la responsabilité environnementale. Il incombe aux particuliers qui introduisent dans l'environnement des substances dangereuses d'en gérer les conséquences écologiques au fil du temps.
- Toutes les évaluations des risques doivent d'emblée reposer sur une solide base technique et scientifique.
- Il faut utiliser la meilleure technologie disponible qui soit économiquement raisonnable d'utiliser.
- Des normes minimales devraient régir les méthodes de choix de l'emplacement, de surveillance et de confinement.
- Les collectivités qui le décident peuvent choisir une réglementation plus sévère.
- Les décisions de réglementation et de mise au rebut doivent faire l'objet d'un niveau adéquat d'acceptation publique, particulièrement parmi les collectivités directement touchées.
- Dans l'évaluation des risques tout au long du cycle de vie, il faut considérer les conséquences de l'inaction pour les substances écologiquement dangereuses, tels les BPC présents dans la peinture.

- Les décideurs, les collectivités touchées et les particuliers responsables de l'introduction ou de la gestion de substances ayant des répercussions sur l'environnement doivent rendre des comptes vis-à-vis du public.
- L'analyse des voies critiques, y compris l'exposition hors des lieux, doit faire partie du processus décisionnel appliqué aux options d'élimination proposées.

5. Conclusion – La voie à suivre

Vic Shantora, directeur général de la Prévention de la pollution par les toxiques, à Environnement Canada, a prononcé un mot de clôture sur les résultats de l'atelier de 1999 et présenté ce que doit être, à son avis, la voie à suivre pour le Comité directeur et le Groupe de travail.

Les ateliers de 1998 et 1999 ont révélé qu'au vu de rigoureuses recherches scientifiques, il y avait lieu de considérer - sous l'angle des politiques et des règlements - les débris de démolition enduits de peintures amendées aux BPC comme un matériau distinct des BPC contenus dans d'autres matrices. Lorsqu'ils sont fixés à un substrat solide, les BPC présents dans la peinture ont des caractéristiques sensiblement différentes des BPC présents dans d'autres milieux. Ils font donc peser une menace négligeable sur l'environnement, à condition d'être adéquatement confinés dans une décharge artificielle. M. Shantora a fait remarquer que les politiques doivent évoluer au même rythme que la science.

À la lumière des conseils formulés par les participants à l'atelier, Environnement Canada fera un effort concerté pour que le CCME inscrive à son ordre du jour automatique la question de l'interdiction de l'enfouissement des BPC. Les BPC présents dans les peintures représentent un problème national qui doit être abordé au niveau national.

M. Fowler a présenté un aperçu des diverses options techniques existant pour l'élimination ou la gestion des débris de démolition enduits de matières contenant des BPC. Il a discuté des voies d'exposition, dont l'inhalation d'air, l'ingestion de poussières et le contact superficiel,

Se reporter à l'annexe G pour le synopsis et le texte complet de l'exposé.

Présenté par Mike Fowler

3.5 Analyse des options

M. Campbell a passé en revue les lignes directrices du CCMF et les règlements fédéraux s'appliquant aux résidus contenant des BPC, et il a décrit comment et pourquoi ces lignes directrices et règlements ont été adoptés. Il a montré qu'historiquement, les règlements et les lignes directrices évoluent au fil de l'acquisition et de l'amélioration de l'information scientifique, de même qu'en réaction à des incidents importants. On a également discuté de la Politique de gestion des substances toxiques, adoptée par tous les ministères fédéraux et les membres du CCMF (PGST).

Se reporter à l'annexe F pour le texte complet de l'exposé.

Présenté par Dave Campbell

3.4 Réglementation fédérale et lignes directrices du CCMF touchant les déchets contenant des BPC

- Le choix des dispositifs de confinement serait également influencé par les solutions apportées aux lacunes informationnelles de nature scientifique et technique cernées, durant l'atelier de 1999, lors de la discussion sur les essais de lixiviation et la biodisponibilité.
- Le choix des dispositifs de confinement déterminé par les conditions qui régissent à cet endroit.
- Le choix des dispositifs de confinement retenus pour une décharge donnée doit être

D'un point de vue technique, les participants aux ateliers de 1998 et 1999 ont établi de solides assises scientifiques qui pourront servir de tremplin aux travaux du Comité directeur et du Groupe de travail. On a ensuite demandé aux participants quels seraient les principes qu'ils recommanderaient pour orienter les décideurs quant aux modifications à apporter aux politiques et règlements actuels. Une discussion libre a suivi.

Les participants ont conclu que, lorsque les BPC sont confinés dans une matrice solide comme la peinture, il existe une solution de rechange techniquement faisable à l'incinération, à savoir la mise en décharge lorsque les circonstances s'y prêtent.

L'animateur a résumé le consensus atteint par les participants à l'atelier de 1999. Comme on l'a vu dans l'exposé Analyse des options, deux options d'élimination des débris de démolition comportent un faible risque : l'incinération et la mise en décharge.

4. Principes

Compte tenu de la documentation scientifique et technique existante, M. Fowler a conclu que, pour éliminer les débris de démolition enduits de peinture contenant des BPC, il existe deux options à faible risque et techniquement faisables : l'incinération et la mise en décharge.

- inaction
 - décapage physique
 - décapage chimique
 - brûlage en plein air
 - solidification/stabilisation
 - extraction thermique
 - extraction par des solvants
 - vitrification
 - traitement chimique
 - traitement biologique
 - incinération
 - mise en décharge
- et il a présenté les risques relatifs et la faisabilité technique de douze options :

En ce qui concerne l'évaluation préliminaire des risques écologiques, les participants ont convenu des points suivants :

- L'évaluation préliminaire menée par M. Lee s'applique spécifiquement à des conditions continues de pergélisol dans le Nord, comme on l'avait demandé à l'atelier de 1998.

- Les participants ont explicitement reconnu que les résultats du modèle seront toujours utilisés en conjonction avec les autres facteurs importants, lorsqu'on prendra des décisions particulières à un lieu sur l'adéquation et la conception des décharges. Ces facteurs importants pourraient inclure :

- l'état des lieux avant la décontamination;
 - l'emplacement proposé pour la décharge;
 - les études d'AINC indiquant que le risque écologique des bâtiments existants ou encore debout comportant des peintures contenant des BPC est très faible.
- Le récepteur choisi pour toute évaluation particulière des risques écologiques devra refléter les conditions régnant à l'endroit proposé pour la décharge.

3.3 Conception des décharges contrôlées

Présenté par Art Washuta et Bill Horne

Se reporter à l'annexe E pour le synopsis et le texte complet de l'exposé.

En règle générale, les décharges se divisent en quatre catégories : les décharges de déchets de construction et de démolition; les décharges municipales; les décharges de déchets dangereux; les mono-décharges. On a présenté les caractéristiques de chaque type de décharge, avec les programmes de surveillance qui leur sont typiquement associés, et discuté des enjeux entourant l'enfouissement de matières dans des milieux de pergélisol.

MM. Washuta et Horne ont présenté des données techniques en se fondant sur leur expérience dans la construction de décharges, mais on ne leur a pas demandé de formuler de recommandations particulières.

Discussion

Les participants ont explicitement reconnu que l'atelier de 1999 portait sur la faisabilité technique de la mise en décharge contrôlée de matériaux enduits de peinture contenant des BPC. Cependant, de nombreux participants ont souligné la nécessité, pour les décideurs, de tenir également compte des perceptions publiques. Ils devront également considérer les répercussions des éventuelles modifications apportées à la réglementation.

Consensus

Pour ce qui concerne la conception des décharges, les participants ont convenu des points suivants :

- Il n'existe pas de solution unique; les risques et les facteurs locaux doivent orienter la conception de chaque décharge.
 - Pour la mise au rebut des débris de démolition enduits de peinture amendée aux BPC, il existe tout un éventail d'options de confinement (barrières naturelles, regel, argile, barrière d'étanchéité simple ou double, recouvrement, etc.).
- Un certain degré de confinement est nécessaire pour les décharges qui accueilleraient les matériaux recouverts de peinture contenant des BPC. Des participants s'étant prononcés sur le confinement, 25 estimaient qu'il fallait prévoir un ou plusieurs dispositifs de confinement; les quatre autres jugeaient que le confinement n'était pas nécessaire.

peintures contaminées aux BPC et mises en décharge, sur la biodégradation du bois mis en décharge dans l'Arctique et sur sa vulnérabilité à la moisissure lignifolique (pourriture blanche), et sur la vitesse de dégradation des peintures.

On avait donc prié Doug Lee et ses collègues d'examiner en profondeur la question de l'impact des décharges d'enfouissement sur les spermophiles (écureuils) arctiques. On leur avait également demandé d'effectuer une évaluation préliminaire des risques écologiques associés à la mise en décharge de matériaux enduits de peinture contenant des BPC, dans une station du réseau DEW de l'Arctique occidental.

Synopsis

Voici les grandes lignes des études sur le comportement du spermophile (écureuil) arctique :

- Les spermophiles arctiques sont capables de s'infiltrer dans les décharges et d'y creuser le sol jusqu'à une profondeur de 0,5 à 1,0 mètre.
- Les spermophiles arctiques hibernent chaque année durant une période de sept à neuf mois.

- On a constaté que certains individus rongent le bois. Ce comportement n'est toutefois pas excessif, à moins que l'animal ne devienne confiné.
 - Le creusement des tanières donne lieu à une ingestion accessoire de sol et de roches.
- Une évaluation préliminaire des risques écologiques a ensuite été menée, en fonction des hypothèses suivantes :

- La décharge sera stable (elle est adéquatement située et conçue).
- Les concentrations évaluées de matériaux enduits de peinture amenée aux BPC et d'écaillés de peinture seront réparties de façon normale dans la décharge, où ces matières pourront être directement

Discussion

- Considérant son évaluation préliminaire des risques, M. Lee a conclu que la mise en décharge de matériaux enduits de peinture contenant des BPC ne représente aucun risque appréciable pour le spermophile arctique et le renard arctique.
- consommées par les animaux fousseurs et leur seront biodisponibles.
- Il n'est pas nécessaire que l'évaluation des risques prenne en compte l'exposition résultant de l'ingestion d'eau, de l'ingestion de végétaux, de l'inhalation d'air contaminé et du contact par voie cutanée.

Les participants ont recommandé que M. Lee intègre à son modèle d'évaluation des risques écologiques la charge corporelle estimée et l'ingestion directe de lixiviat dans les décharges, ce qui donnerait des résultats plus réalistes.

Note du rédacteur : le Groupe de travail a demandé à M. Lee d'intégrer ces propositions à son modèle. Les résultats seront communiqués aux participants avec une copie de l'étude, quand il aura terminé.

On a souligné que les hypothèses postulées dans une évaluation des risques écologiques à une décharge particulière dépendront des options de conception envisagées (proximité de l'eau, efficacité des barrières biologiques en regard des autres options visant à écarter les spermophiles, caractéristiques des déchets [p. ex., éclats de peinture, au lieu de peinture fermement fixée sur des matériaux]).

Certains participants ont fait remarquer qu'en conditions réelles, il faudrait soumettre à un comité de révision par les pairs le modèle et les hypothèses postulées dans toute évaluation des risques écologiques menée en vue de la construction d'une décharge, ce qui permettrait alors de considérer des facteurs comme la biotransférabilité, ou la vulnérabilité des jeunes individus ou des foetus à la bioaccumulation. D'autres hypothèses (p. ex. l'absence de déperdition appréciable de BPC dans la décharge proposée) pourraient également faire l'objet d'un examen par les pairs.

qui intensifierait la teneur en matières organiques de la décharge, ce qui pourrait peut-être accroître la solubilité des lixivats de BPC. D'autres participants ont toutefois fait remarquer que les débris de démolition sont habituellement constitués, outre le bois, d'un mélange de béton, de métaux et d'autres matériaux de construction. L'importance relative de l'effet de dégradation du bois sera donc fortement déterminée par la composition effective de l'assortiment de débris de démolition qu'on trouve en un lieu donné.

Selon un autre participant, les conditions naturelles qui règnent à l'emplacement proposé pour une décharge engendreront des questions particulières pour la conception de la décharge. Par exemple, certains terpènes sont des solvants qui sont naturellement présents dans certains endroits. Il faudra donc tenir compte de ce facteur dans la conception de toute décharge aménagée à cet emplacement.

De nombreux participants ont souligné la nécessité de ne pas mettre au rebut des solvants organiques avec des débris de démolition recouverts de peinture contenant des BPC. Un participant a mentionné une étude japonaise faisant état de la présence de dioxines, de furannes et d'autres composés chlorés dans le lixiviat. D'autres personnes au fait de cette étude ont toutefois signalé que la décharge en question contenait des BPC liquides résiduaire, lesquels constituaient probablement la source des composés.

Consensus

En ce qui concerne la lixivabilité des matériaux enduits de peinture amendée aux BPC, les participants ont convenu des points suivants :

- La *Toxic Characteristics Leachate Procedure* (TCLP) reflète des scénarios prudents plutôt que des conditions réelles, compte tenu du fait que cette méthode a été employée sur des morceaux de peinture extraits des débris de démolition plutôt que sur des débris de démolition enduits de peinture.

- En autant que les débris recouverts de peinture amendée aux BPC ne sont pas mis au rebut avec des matériaux contaminés par des solvants organiques, les BPC ne dépassent pas les limites de solubilité quand on emploie de l'eau distillée.

- Si l'essai de lixiviation avec une solution basique révélait une lixivabilité inférieure à la limite acceptable sans mise au rebut conjointe de solvants organiques, les participants accepteraient la conclusion voulant que, dans une décharge adéquatement aménagée, le taux de lixiviation des matériaux en question serait peu important.

Les participants ont recommandé qu'on effectue de nouvelles études en milieu alcalin, pour préciser l'effet du pH des solvants, et qu'on exécute un essai sur une écaille de peinture présentant une concentration maximale de BPC (74 000 ppm). *Note du rédacteur : le Groupe de travail a confié cette recherche à M. Caldwell. Quand ce dernier aura terminé ses tests, les résultats des tests seront communiqués aux participants, avec une copie de l'étude.*

3.2

Évaluation préliminaire des risques écologiques : le potentiel des décharges contrôlées pour l'élimination des matériaux enduits de peinture contenant des BPC dans les différentes régions de l'Arctique

Présenté par Doug Lee

Se reporter à l'annexe D pour le synopsis et le texte complet de l'exposé.

À l'atelier de 1998, les participants avaient déterminé que le spermophile (écureuil) arctique était un possible récepteur clé pour les matériaux enduits de peinture contenant des BPC et mis en décharge. Ils avaient également soulevé des questions sur la possible biodisponibilité des

En laboratoire, M. Caldwell a étudié l'efficacité de l'extraction au moyen de la *Toxic Characteristics Leaching Procedure* (TCLP) de l'EPA américaine, ainsi que de la Méthode de lixiviation de l'Office des normes générales du Canada (ONGC) pour les BPC. On a recouru à un essai de lixiviation simulatoire, faisant appel à l'eau distillée, pour laisser les déchets dicter les conditions d'extraction et étudier l'influence du pH sur l'efficacité de l'extraction. De plus, on a employé une méthode d'extraction séquentielle en discontinu pour voir si les concentrations obtenues à l'aide des essais réglementaires étaient imputables au fait que le lixiviat avait atteint la limite de solubilité des BPC dans l'eau, ou au fait que la matrice formée par la peinture limite la mobilité des BPC.

Synopsis

Les résultats des essais d'extraction réglementaires ont été résumés comme suit :

- On observe une lixiviation d'une quelconque concentration de BPC pour chacun des matériaux étudiés, peu importe la technique d'extraction utilisée.

- Aucune des concentrations n'atteignait le seuil limite de lixivabilité (10 µg/L) fixé par l'EPA américaine pour l'enfouissement de résidus renfermant des BPC dans une décharge de déchets non dangereux (Federal Register 40 CFR, Parties 750 et 761).

- Aucune des concentrations n'atteignait le seuil limite de lixivabilité (300 µg/L) fixé par les provinces de l'Ontario (l'Ontario utilise la Méthode de lixiviation du règlement 347, qui est essentiellement identique aussi bien à l'essai du Règlement (fédéral) sur le transport des marchandises dangereuses appelé Méthode de lixiviation de l'Office des normes générales du Canada (ONGC) qu'à la Special Waste Extraction Procedure (SWEP) de la C.-B.) et du Manitoba (le Manitoba utilise la Méthode de lixiviation de l'ONGC) pour l'enfouissement des résidus renfermant des BPC dans une décharge de déchets non dangereux (sous réserve que les déchets ne

Discussion

- La concentration totale maximale de BPC observée dans toutes les extractions en discontinu atteignait environ 20 % de la solubilité des BPC dans l'eau (température de la pièce). On a exécuté des essais recourant aux méthodes suivantes : méthode de lixiviation du règlement 347 (ou ONGC/SWEP); Toxicity Characteristic Leaching Procedure (TCLP) de l'EPA américaine; un essai à l'eau distillée dans le même ratio liquides-solides que l'essai réglementaire (20:1).
- L'eau distillée s'est avérée un liquide d'extraction plus actif que les agents de lixiviation employés dans l'un ou l'autre des essais d'extraction réglementaires. Cet effet était plus marqué pour les BPC à plus forte teneur en chlore.

En réponse à une question portant sur la répartition des peintures contaminées par des BPC dans les diverses stations du réseau DEW, on a indiqué que la teneur en BPC de la majorité des échantillons d'écaillés de peinture contaminés s'échelonnait entre une concentration indétectable et 35 000 ppm (moyenne de 3 900 ppm), avec un pic de 74 000 ppm. Le Groupe de travail verra à ce que les essais de lixiviation portent sur les échantillons les plus fortement contaminés.

Un participant s'est interrogé sur la présence, au même endroit que les débris de démolition contenant de la peinture amendée aux BPC, de sol contaminé par des hydrocarbures. Un membre du Groupe de travail a indiqué que chaque fois qu'on trouvera des sols contaminés par des hydrocarbures, on les gèrera comme un flux de déchets distinct. On a signalé que dans le cas des matériaux en bois recouverts de peinture amendée aux BPC, il pourrait se produire une dégradation

Mme McCoy a exposé les grandes lignes du processus à suivre au cours de la journée et demie de l'atelier et présente l'équipe d'animateurs (Trish Edmond, Cathy McLean et Joanna Ankersmit d'Environmental Management Solutions, et Beverly Reynolds et Stephen Hill du Macleod Institute).

L'atelier s'articulait autour de cinq exposés techniques :

Détermination, au moyen de méthodes d'extraction réglementaires, de la mobilité des BPC dans les peintures amendées aux BPC : présenté par Rob Caldwell, chercheur en environnement, Conor Pacific Environmental Technologies Inc.

Evaluation préliminaire des risques écologiques : le potentiel des décharges contrôlées pour l'élimination des matériaux enduits de peinture contenant des BPC dans les différentes régions de l'Arctique : présenté par Doug Lee, président, Sorel Environmental Sciences Ltd.

Conception d'une décharge contrôlée : présentée par Art Washuta, Directeur, grands travaux et projets spéciaux, UMA Engineering Ltd. et Bill Horne, ingénieur géotechnicien principal, EBA Engineering Consultants Ltd.

Réglementation fédérale et lignes directrices du CCME touchant les déchets contenant des BPC : présentée par Dave Campbell, ingénieur principal en environnement, Environnement Canada.

Analyse des options : présentée par Mike Fowler, coordonnateur, Institut de l'environnement du CMR, Collège militaire royal du Canada.

Les participants se sont répartis en groupes de discussion chapeautés par des animateurs, après chacun des trois premiers exposés techniques, pour étudier les conclusions des présentateurs, échanger des idées et discuter les enjeux. Ils se sont ensuite à nouveau regroupés en séance plénière pour exposer leurs points de vue et bâtir un consensus. On a alors rédigé un résumé préliminaire pour le premier jour de l'atelier de 1999, qui a été distribué aux

participants en soirée. Le lendemain, une séance plénière suivait les exposés techniques. Les participants ont conjointement dressé une liste des principes devant orienter les décideurs quant à l'opportunité de modifier ou de réviser l'interdiction de l'enfouissement des BPC.

L'atelier de 1999 s'est terminé par un laus de Vic Shantora, directeur général de la Prévention de la pollution par les toxiques, à l'Environnement Canada, sur le thème de « La voie à suivre ». On trouve à l'annexe B une courte biographie de chacun des présentateurs.

3. Exposés techniques

Voici un résumé des exposés techniques présentés à l'atelier de 1999. Environnement Management Solutions distribuera une copie des cinq dernières études lorsqu'elles seront terminées.

3.1 Détermination, au moyen de

méthodes d'extraction réglementaires, de la mobilité des BPC dans les peintures amendées aux BPC

Présenté par Rob Caldwell

Se reporter à l'annexe C pour le synopsis et le texte complet de l'exposé.

L'équipe scientifique chapeautée par Rob Caldwell avait pour mandat d'examiner l'adéquation des essais de lixiviation normalisés pour évaluer la mobilité des BPC dans les peintures contenant des BPC. Le Groupe des sciences environnementales (GSE) du Collège militaire royal du Canada a prélevé des échantillons de peinture amendée aux BPC provenant de diverses surfaces dans plusieurs stations du réseau DEW. À partir de ces échantillons, on a préparé un échantillon composite contenant un échantillon de chacune des principales installations.

Le Comité directeur et le Groupe de travail ont convoqué un deuxième atelier sur la faisabilité technique de la mise en décharge contrôlée des matériaux enduits de peinture contenant des BPC à Edmonton (Alberta), les 6 et 7 juillet 1999. Cet atelier visait à combler les lacunes relevées dans les données et les renseignements, et à discuter d'autres questions soulevées à l'atelier de 1998.

Trente-neuf personnes ont assisté à l'atelier de 1999 (annexe A), dont deux membres du Comité directeur (Anthony Downs, MDN et Vic Shantora, EC) et six membres du Groupe de travail (Ginger Stones, MDN, Darrin McMullin, MDN, Dave Campbell, EC, Francine Laperrrière, EC, Kathy Kitagawa, AINC et Eugene Baranowski, Santé Canada).

Tony Downs (directeur général de l'Environnement, MDN) a accueilli les participants et passé en revue les résultats et recommandations de l'atelier de 1998. Il a répété que le MDN et AINC sont déterminés à éliminer les décombres de démolition enduits de peinture amendée aux BPC d'une façon non préjudiciable à l'environnement et socialement responsable. Il a formulé les questions à débattre au cours de l'atelier de 1999, et encouragé les participants à faire preuve du meilleur jugement technique en vue de seconder les décideurs du CCMF dans leurs décisions concernant les éventuelles modifications à apporter à l'interdiction pesant actuellement sur l'enfouissement des BPC.

Elaine McCoy, présidente du *Macleod Institute for Environmental Analysis* et animatrice, de l'atelier de 1999, a ensuite brièvement rappelé le contexte entourant l'atelier. Elle a fait ressortir le caractère national que revêt la question de l'enfouissement des décombres de démolition enduits de peinture contenant des BPC, en rappelant aux participants que toute modification à la politique du CCMF affecterait chaque province et territoire au Canada.

En juin 1998, un atelier a été organisé pour discuter de la faisabilité technique d'une mise en décharge des décombres de démolition enduits de peinture amendée aux BPC. Les participants ont conclu que l'enfouissement constitue une option pratique pour éliminer les peintures contenant des BPC immobilisées dans une matrice solide, et ils ont également cerné quelques lacunes informationnelles de nature scientifique et technique (information/connaissance) à combler. Un des principaux points mis en lumière par les participants était la nécessité d'établir un programme de surveillance environnementale pour toute décharge contenant des matériaux enduits de peinture amendée aux BPC.

Les participants ont soulevé cinq questions :

Dans les décharges, les BPC des peintures sont-ils biodisponibles?

Dans l'Arctique, le bois mis en décharge subit-il une biodégradation et est-il vulnérable à la moisissure ligninolytique (pourriture blanche)?

Quel est le taux de dégradation des peintures?

Dans les critères interdisant l'enfouissement de déchets contenant plus de 50 ppm de BPC, est-ce qu'on inclut la masse du matériau auquel adhère la peinture contenant des BPC?

L'essai de lixiviation normalisé (réglement 347 de l'Ontario, et la *Toxic Characteristic Leachate Procedure* (TCLP) de l'EPA) est-il fiable pour les matériaux enduits de peinture amendée aux BPC?

On avait commandé des études plus poussées sur ces questions, en plus de recherches sur la conception et la surveillance des sites d'enfouissement et sur l'analyse des options. Les résultats en ont été présentés et discutés à l'atelier de 1999.

1. Contexte

Par le passé, les fabricants de peinture et de résine ajoutaient délibérément des BPC à la peinture pour en accroître l'élasticité, en augmenter la résistance à la chaleur, aux flammes et à l'action des produits chimiques, ainsi qu'à des fins biocides (p. ex., comme agents antissalissure pour les navires). La teneur des BPC ajoutés aux peintures variait entre 5 % et 10 %, mais atteignait jusqu'à 30 % pour certaines applications. L'ajout de BPC augmentait la durabilité en produisant une surface dure et résistante aux produits chimiques tout en étant souple, ce qui aidait à confiner pour longtemps les BPC dans la surface peinte.

Il est difficile de quantifier le volume cumulatif de peinture amendée aux BPC ayant été utilisée au Canada au fil des ans, étant donné la multitude de sources (tant fabricants qu'importateurs). Selon des statistiques provenant d'autres pays, entre 5 % et plus de 21 % des BPC qui y étaient produits servaient à la fabrication de peintures. Même si l'on ne dispose pas de données précises, des études menées par les ministères de l'Environnement, de la Défense nationale (MDN) et des Affaires indiennes et du Nord canadien (AINC) ont confirmé que des peintures amendées aux BPC ont été employées au Canada dans une vaste gamme d'applications industrielles spécialisées. Il n'existe qu'une maigre documentation sur les applications domestiques de ce type de peinture. Dans l'ensemble, les pays ne se sont pas attaqués directement aux problèmes environnementaux associés à l'élimination des débris de construction et de démolition recouverts de peinture contenant des BPC. Néanmoins, nombre d'entre eux ont décidé de réglementer le stockage, le traitement, le transport et l'exportation des BPC.

En 1996, le Conseil canadien des ministères de l'Environnement (CCME), une instance regroupant les ministres fédéral et provinciaux de l'Environnement qui se réunit régulièrement pour élaborer des politiques et des lignes directrices pan-canadiennes, a interdit l'enfouissement des déchets dont la teneur en BPC est supérieure à 50 ppm. En 1996, le MDN et AINC ont appris que des peintures amendées aux BPC avaient été utilisées dans les stations du Réseau d'alerte avancée (réseau DEW). Le réseau DEW, qui a servi à surveiller la voie d'accès septentrionale à l'Amérique du Nord pendant 35 ans, était initialement constitué de 42 stations réparties d'un bout à l'autre de l'Arctique canadien. Les perfectionnements technologiques ont amené le remplacement du réseau DEW en 1993 par un réseau radar amélioré, baptisé Système d'alerte du Nord. Bien que le Système d'alerte du Nord utilise certaines stations DEW, il n'exige pas une infrastructure aussi importante et, par conséquent, on prévoit d'ici dix ans démolir et désaffecter de nombreux ouvrages du réseau DEW.

Devant la nécessité de se débarrasser de grandes quantités de décombres de démolition enduits de peinture contenant des BPC, le MDN et AINC ont demandé à Environnement Canada de considérer une solution de rechange à l'élimination par incinération.

Depuis près de trois ans, le MDN, AINC, Environnement Canada et Santé Canada sont en quête de telles options de rechange. Ces ministères ont mis sur pied un Comité directeur et un Groupe de travail et mené des études d'information scientifique dont les résultats ont été présentés et discutés lors de deux ateliers : le premier a eu lieu en 1998, et il a été suivi d'un autre à Edmonton (Alberta) les 6 et 7 juillet 1999.

TABLE DES MATIÈRES

iii	SOMMAIRE	1
1	COMPTE RENDU DE L'ATELIER DE 1999.....	1
1	1. Contexte.....	1
2	2. Compte rendu de l'atelier de 1999	2
3	3. Exposés techniques	3
3.1	Détermination, au moyen de méthodes d'extraction réglementaires, de la mobilité des BPC dans les peintures amendées aux BPC	
3.2	(Présenté par Rob Caldwell)	3
	Evaluation préliminaire des risques écologiques : le potentiel des décharges contrôlées pour l'élimination des matériaux enduits de peinture contenant des BPC dans les différentes régions de l'Arctique (Présenté par Doug Lee)	5
3.3	Conception des décharges contrôlées	
	(Présenté par Art Washuta et Bill Horne)	7
3.4	Réglementation fédérale et lignes directrices du CCMF touchant les déchets contenant des BPC (Présenté par Dave Campbell)	8
3.5	Analyse des options (Présenté par Mike Fowler)	8
4.	Principes	8
5.	Conclusion – La voie à suivre	9
11	ANNEXE A — Liste des participants	11
13	ANNEXE B — Biographie des présentateurs	13
15	ANNEXE C — Détermination, au moyen de méthodes réglementaires d'extraction, de la mobilité des BPC dans les peintures contenant ces substances (Synopsis et exposé)	15
25	ANNEXE D — Evaluation préliminaire des risques écologiques : possibilité de recourir à l'enfouissement pour l'élimination des matériaux enduits de peinture contenant des BPC dans l'Arctique (Synopsis et exposé)	25
31	ANNEXE E — Conception des décharges (Synopsis et exposé)	31
39	ANNEXE F — Réglementation fédérale et Lignes directrices du CCMF sur les matières résiduelles contenant des BPC (Exposé)	39
43	ANNEXE G — Élimination des BPC contenus dans les peintures — analyse des options (Synopsis et exposé)	43

SOMMAIRE

Contexte

Les 6 et 7 juillet 1999, on a organisé à Edmonton un atelier multi-intervenants sur la faisabilité de la mise en décharge contrôlée des débris de démolition enduits de peintures contenant des BPC. Cet atelier visait à combler les lacunes relevées dans les données et les renseignements, et à discuter d'autres questions soulevées à l'atelier précédent (juin 1998).

Le ministère de la Défense nationale (MDN), le ministère des Affaires indiennes et du Nord canadien (AINC), Environnement Canada (EC) et Santé Canada (SC) y avaient invité des représentants de divers milieux (communauté scientifique, universités, secteur technique, organisations autochtones, industrie de la gestion des déchets, ministères territoriaux, provinciaux et fédéraux) provenant de diverses régions du Canada.

Des équipes d'experts scientifiques et techniques avaient reçu mandat de se pencher sur les quatre sujets qui, selon les participants à l'atelier de 1998, méritaient de faire l'objet de recherches plus approfondies, à savoir : les méthodes d'essai de lixiviation, la biodisponibilité, la conception des décharges, l'analyse des options d'élimination. Les équipes scientifiques et techniques ont dûment effectué ces recherches supplémentaires, et elles ont présenté leurs conclusions à l'atelier de 1999.

Il est techniquement possible de mettre en décharge contrôlée d'une façon non préjudiciable à l'environnement les débris de démolition recouverts de peinture contenant des BPC. Lorsqu'ils sont fixés à un substrat solide, les BPC présents dans la peinture présentent un taux de lixiviation très lent et ne constituent donc pas

Consensus

une menace pour l'environnement s'ils sont adéquatement confinés.

Les participants ont souligné que la mise en décharge contrôlée ne peut constituer une solution viable que si l'on ne mélange pas les débris de démolition avec des matériaux contaminés par des solvants organiques. Ils ont reconnu que la Toxic Characteristic Leachate Procedure (TCLP) reflète des conditions conservatrices plutôt que réelles. En ce qui a trait à la conception des décharges, les participants ont explicitement reconnu que dans la prise de décisions sur les options d'élimination en décharge contrôlée, il faut toujours que les résultats de l'évaluation des risques écologiques particuliers à un lieu soient considérés conjointement avec les autres facteurs importants particuliers à un lieu. Les participants ont convenu qu'il n'existe pas de solution unique, et que les risques et les facteurs locaux doivent orienter la conception de chaque décharge. Ils ont également fait remarquer que les décideurs doivent tenir compte des perceptions publiques dans l'étude des répercussions de toute modification d'ordre réglementaire. Enfin, ils ont dressé à l'intention des décideurs une liste de onze principes directeurs pour les options d'élimination en décharge contrôlée.

Prochaines étapes

À la lumière des informations scientifiques présentées aux ateliers de 1998 et 1999, Environnement Canada collaborera avec ses partenaires provinciaux et territoriaux pour explorer l'éventualité de modifier la politique nationale pour les BPC fixés sur une matrice solide comme la peinture, de façon à en permettre l'élimination dans des sites d'enfouissement adéquatement conçus.

Faisabilité technique de la mise en décharge contrôlée de matériaux enduits de peintures contenant des BPC

Compte rendu de l'atelier de 1999

Prépare pour :

Ministère de la Défense nationale (MDN)

Ministère des Affaires indiennes et du Nord (AINC)

Environnement Canada

Santé Canada

Prépare par :

Environnement Management Solutions (EMS) Inc. et le Macleod Institute

Juillet 1999

Données de catalogage avant publication (Canada)

Faisabilité technique de la mise en décharge contrôlée de matériaux enduits de peintures contenant des BPC : compte rendu de l'atelier de 1999

Texte en anglais et en français disposé tête-bêche.

Titre de la p. de t. addit. : *The technical feasibility of landfilling PCB-amended painted materials.*

Comprend des références bibliographiques.

« Les 6 et 7 juillet 1999, on a organisé à Edmonton un atelier multi-intervenants... » – Sommaire.

ISBN 0-662-64671-1

N° de cat. En40-569/1999

1. Biphényles polychlorés – Déchets – Élimination – Congrès.
2. Résidus de peinture – Congrès.
3. Déchets dangereux – Canada – Gestion – Congrès.
4. Déchets – Élimination dans le sol – Canada (Nord) – Congrès.
1. Canada. Ministère de la défense nationale.
2. Canada. Environnement Canada.
3. Canada. Affaires indiennes et du Nord Canada.
4. Environmental Management Solutions (EMS) Inc.
5. MacLeod Institute for Environmental Analysis.

TD897.8C3T42 1999 363.72'87 C00-980024-7F

Le présent rapport a été préparé par « Environmental Solutions (EMS) » en se basant sur les présentations et les discussions ayant eu lieu en juillet 1999 sous l'égide du ministère de la Défense nationale, du ministère des Affaires indiennes et du Nord canadien, Santé Canada et d'Environnement Canada. La publication de ce rapport ne signifie pas nécessairement que son contenu soit conforme aux vues ou aux politiques du gouvernement du Canada.

De plus amples renseignements peuvent être obtenus du site Web d'Environnement Canada à www.ec.gc.ca ou de l'InfoMathèque au 1 800 668-6767.



FAISABILITÉ TECHNIQUE
DE LA MISE EN
DÉCHARGE CONTRÔLÉE
DE MATÉRIAUX
ENDUITS
DE PEINTURES
CONTENANT DES
BPC

COMPTE RENDU DE L'ATELIER DE 1999

JUILLET 1999

Canada